

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

ROBSON SILVA DE LIMA

QUALIDADE DA ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS SITUADOS NA  
BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS PIAUÍ – REAL: UMA  
AVALIAÇÃO COM BASE EM TÉCNICAS ESTATÍSTICAS  
MULTIVARIADAS E RAZÕES IÔNICAS

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2015

ROBSON SILVA DE LIMA

QUALIDADE DA ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS SITUADOS NA  
BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS PIAUÍ – REAL: UMA  
AVALIAÇÃO COM BASE EM TÉCNICAS ESTATÍSTICAS  
MULTIVARIADAS E RAZÕES IÔNICAS

Dissertação apresetada ao Programa de Pós-  
Graduação em Recursos Hídricos como um dos  
requisitos para obtenção do título de Mestre em  
Recursos Hídricos

Orientador: Prof. Dr. José Patrocínio Hora Alves

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2015

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

L732q Lima, Robson Silva de  
Qualidade da água dos reservatórios situados na bacia hidrográfica dos rios Piauí – Real : uma avaliação com base em técnicas estatísticas multivariadas e razões iônicas / Robson Silva de Lima ; orientador José Patrocínio Hora Alves. – São Cristóvão, 2015.  
100 f. : il.

Dissertação (mestrado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Sergipe, 2015.

1. Recursos hídricos. 2. Reservatórios – Sergipe. 3. Bacias hidrográficas - Análise. 4. Piauí, Rio. 5. Real, Rio I. Alves, José Patrocínio Hora, orient. II. Título.

CDU 556.531(813.7)

ROBSON SILVA DE LIMA

QUALIDADE DA ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS SITUADOS NA  
BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS PIAUÍ – REAL: UMA  
AVALIAÇÃO COM BASE EM TÉCNICAS ESTATÍSTICAS  
MULTIVARIADAS E RAZÕES IÔNICAS

Dissertação apresetada ao Programa de Pós-  
Graduação em Recursos Hídricos como um dos  
requisitos para obtenção do título de Mestre em  
Recursos Hídricos

APROVADA: 31 de março de 2015

---

PROF. Dr. JOSÉ PATROCÍNIO HORA ALVES  
Orientador

---

PROF. Dr. CARLOS ALEXANDRE BORGES GARCIA

---

PROF<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. MARIA DE LARA PALMEIRA DE MACEDO ARGUELHO

SÃO CRISTOVÃO – SE

2015

## **AGRADECIMENTO**

Esse trabalho contou com o apoio do projeto “Monitoramento de Mananciais Superficiais e Reservatórios de Sergipe”, convênio 001/2012 entre a Secretária de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado de Sergipe (SEMARH) e o Instituto Tecnológico e de Pesquisas de Sergipe (ITPS). Por isso, apresentamos os nossos agradecimentos à SEMARH e ITPS.

Primeiramente, dou graças a DEUS por ele me ouvir e me responder. De uma forma geral, quero agradecer a todos que estiveram sempre comigo, ajudando-me direta e/ou indiretamente. Agradecer a minha esposa “Cirlane Alves Araújo de Lima” que me suportou em todos os momentos durante esses dois anos de mestrado. Quero deixar aqui também, meus agradecimentos ao meu pai “José Pedral” que sempre me incentivou a estudar desde quando eu era criança (ainda sou, um pouquinho), dizendo-me que, se eu não estudasse, eu iria para a lata do concreto (Pense no incentivo!). A minha família (irmãos: Rodrigo, Ronaldo, Rosineide, minha mãe – Ivonete e a esforçada Quitéria, minha cunhada). Não devo deixar de enaltecer também, aos meus amigos que sempre me apoiaram na minha busca pelo conhecimento, pois, como diz um ditado popular: Quem tem a vontade, tem a metade. E isso, graças a DEUS eu tenho.

## RESUMO

Nesse trabalho foram avaliadas a qualidade da água e suas variações, para os reservatórios Dionísio Machado (DM), Tabocas (TB), Amargosa (AG) e Jabiberi (JB), situados na região Centro Sul do Estado de Sergipe. Amostras de água de superfície foram coletadas em três campanhas de amostragem, duas no período chuvoso e uma no período seco, compreendidas no intervalo temporal de junho de 2013 a agosto de 2014. Em cada amostra foram determinados os seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica, turbidez, oxigênio dissolvido, alcalinidade total, dureza, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos totais dissolvidos, cor, carbono orgânico total, fosfato, fósforo total, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloreto, sulfato, bicarbonato, coliformes termotolerantes e temperatura. A análise de componentes principais, a análise de correlação de Spearman e a análise de agrupamento foram aplicadas ao conjunto dos dados, com objetivo de comparar o padrão de qualidade da água entre os reservatórios e obter informações sobre as diferenças entre os períodos seco e chuvoso, sobre as variáveis envolvidas na discriminação e as fontes que a originaram. As amostras coletadas no período chuvoso de 2014 mostraram similaridade com as amostras coletadas no período seco de 2013 e diferentes das amostras coletadas no período chuvoso de 2013, para os reservatórios de Taboca e Dionísio. Enquanto que para o reservatório de Jabiberi, todas as amostras foram similares, não se observando diferença em relação ao período seco e chuvoso. A amostra de Amargosa não mostrou similaridade com nenhuma amostra dos outros reservatórios e não foi possível verificar variação com a sazonalidade, pois, para esse reservatório, foi coletada uma única amostra no período chuvoso de 2013. Pela análise de componentes principais foi possível identificar que a salinização é o principal processo que explica as variações na qualidade da água dos reservatórios. A condutividade elétrica das amostras variou de 0,160 a 4,175 dS m<sup>-1</sup>, mostrando um processo crescente de salinização, atingindo um valor máximo no reservatório de Amargosa. Através das razões iônicas foi possível inferir que os principais fatores que controlam o processo de salinização da água dos reservatórios são de origem natural e estão associados às reações de troca catiônica e posterior dissolução de minerais solúveis como halita, gipsita e possivelmente epsomita.

## ABSTRACT

In this work the quality of the water and its variations were evaluated for the Dionísio Machado (DM), Taboca (TB), Amargosa (AG) and Jabiberi (JB) reservoirs, located in the South Central region of the State of Sergipe. Surface water samples were collected in three sampling campaigns, two in the rainy season and one in the dry period, included between June 2013 and August 2014. In each sample the following parameters were determined: pH, electric conductivity, turbidity, dissolved oxygen, total alkalinity, hardness, biochemical oxygen demand, total dissolved solids, colour, total organic carbon, total phosphorus, nitrate, nitrite, ammoniacal nitrogen, phosphate, sodium, potassium, calcium, magnesium, chloride, sulphate, bicarbonate, thermotolerant coliforms and temperature. The principal component analysis, correlation analysis Spearman and cluster analysis were applied to all data, in order to compare the standard quality of the water between reservoirs and to obtain information about the differences between the dry and rainy seasons on the variables involved in discrimination and their origin sources. To the Dionísio and Taboca reservoirs, the samples collected during the rainy season of 2014 showed similarity to those collected in the 2013 dry season and difference from samples collected in the rainy season of 2013. While for Jabiberi reservoir, all samples were similar, no difference was observed in the dry and rainy period. The sample of Amargosa showed no similarity to any sample of the remaining reservoirs and it could not be verified a seasonal variation, since for this reservoir, a single sample was collected in the rainy season of 2013. Through the principal component analysis, we found that the salinization is the main process that explains the variations in the quality of the water in the reservoirs. The electrical conductivity of the samples ranged from 0.160 to 4.175 dS m<sup>-1</sup>, showing a growing process of salinization, reaching a maximum value in the Amargosa reservoir. Through the ionic fractions it was possible to infer that the main factors that control the process of the reservoir water salinity are of natural origin and are associated with the cation exchange reactions and subsequent dissolution of soluble minerals such as halite, gypsum and possibly epsomita.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Zonas longitudinais de um reservatório.....	14
Figura 2. Representação da interação entre as atividades praticadas na bacia hidrográfica e o reservatório.....	15
Figura 3. Localização dos reservatórios (pontos de amostragem): Amargosa (AG), Tabocas (TB), Dionísio Machado (DM) e Jabiberi (JB).....	27
Figura 4. Vista dos reservatórios: AG (Amargosa); JB (Jabiberi); DM (Dionísio Machado) e TB (Tabocas).....	31
Figura 5. Variação dos valores de pH para a água dos quatro reservatórios nos dois períodos estudados, seco e chuvoso.....	36
Figura 6. Variação da Temperatura para os quatro reservatórios nos dois períodos estudados (seco e chuvoso). ....	39
Figura 7. Relação entre a condutividade elétrica (CE) e os sólidos totais dissolvidos (STD) para as amostras das águas dos reservatórios, coletados nos períodos seco e chuvoso.....	41
Figura 8. Concentração da Condutividade elétrica para os quatro reservatórios nos dois períodos estudados (seco e chuvoso). ....	41
Figura 9. Variação das concentrações do oxigênio dissolvido na água dos quatro reservatórios nos dois períodos estudados (seco e chuvoso). ....	44
Figura 10. Variação dos valores da DBO nas águas dos quatro reservatórios nos dois períodos estudados. ....	47
Figura 11. Variação da turbidez das águas para os quatro reservatórios nos dois períodos estudados. ....	48
Figura 12. Variação da cor das águas para os quatro reservatórios nos dois períodos estudados. ....	49
Figura 13. Variação da Alcalinidade das águas para os quatro reservatórios nos dois períodos estudados. ....	52
Figura 14. Variação da Dureza das águas para os quatro reservatórios nos dois períodos estudados... ..	53
Figura 15. Variações das concentrações do sódio na água dos quatro reservatórios nos dois períodos estudados. ....	56
Figura 16. Variações das concentrações do potássio na água dos quatro açudes nos períodos secam e chuvoso. ....	58
Figura 17. Variações das concentrações de cálcio nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.....	60
Figura 18. Variações das concentrações do magnésio nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.....	61
Figura 19. Variações das concentrações do cloreto nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.....	62



Figura 20. Variações das concentrações do sulfato nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.....	64
Figura 21. Variações das concentrações do fósforo total (PT) nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.....	66
Figura 22. Variações das concentrações de N-amoniaco (NH <sub>3</sub> ) nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.....	68
Figura 23. Variações das concentrações de N-NO <sub>3</sub> nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.....	69
Figura 24. Variações das concentrações do carbono orgânico total dissolvido (COT) nos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.....	71
Figura 25. Variações dos valores de coliformes termotolerantes nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.....	73
Figura 26. Dendograma mostrando o agrupamento hierárquico, pelo método de Ward com distância Euclidiana, das amostras coletadas nos períodos seco de 2013 (S13) e chuvosos de 2013 (C13) e 2014 (C14). ....	76
Figura 27. Distribuição dos autovalores das componentes principais.....	77
Figura 28. Pesos das variáveis de qualidade da água na PC1. ....	77
Figura 29. Pesos das variáveis de qualidade da água na PC2. ....	77
Figura 30. Diagrama da análise de componentes principais para a qualidade da água dos reservatórios nos períodos seco (S) e chuvoso (C). ....	79
Figura 31. Evolução da razão Na/Cl com o aumento da salinização. Amostras dos reservatórios: Amargosa (AG), Jabiberi (JB), Taboca (TB) e Dionísio Machado (DM).....	83
Figura 32. Evolução da troca catiônica com o aumento da salinização. Amostras de Amargosa (AG), Jabiberi (JB), Taboca (TB) e Dionísio Machado (DM). ....	84
Figura 33A,B. Evolução do Ca <sup>2+</sup> e Mg <sup>2+</sup> na água, originários do HCO <sub>3</sub> e SO <sub>4</sub> . Amostras de Amargosa (AG), Jabiberi (JB), Taboca (TB) e Dionísio Machado (DM). ....	85

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Principais características dos reservatórios. ....	26
Tabela 2. Metodologia analítica usada na análise das amostras de água .....	32
Tabela 3. Valores dos parâmetros de qualidade da água de superfície dos reservatórios no período chuvoso e seco, correspondente as três campanhas realizadas no período de junho de 2013 a agosto de 2014. ....	35
Tabela 4. Classificação da água quanto a dureza. ....	51
Tabela 5. Variação das formas de CO <sub>2</sub> com pH, em percentagem.....	51
Tabela 6. Matriz de correlação de Spearman para os parâmetros de qualidade da água.....	80

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO .....	12
2.	OBJETIVOS .....	17
	2.1. Objetivo geral .....	17
	2.2. Objetivos específicos .....	17
3.	REVISÃO DE LITERATURA.....	18
4.	MATERIAIS E MÉTODOS .....	26
	4.1. Área de Estudo.....	26
	4.1.1. Bacia hidrográfica do Rio Piauí.....	28
	4.1.1.1. Reservatório Dionísio Machado (DM).....	28
	4.1.1.2. Reservatório Taboca (TB).....	29
	4.1.2. Bacia Hidrográfica do Rio Real.....	29
	4.1.2.1. Reservatório Jabiberi.....	30
	4.1.2.2. Reservatório da Amargosa .....	30
	4.1.3. Amostragem e análise química .....	31
	4.1.4. Tratamento dos dados .....	33
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
	5.1. pH .....	36
	5.2. Temperatura.....	38
	5.3. Condutividade Elétrica .....	40
	5.4. Oxigênio Dissolvido .....	43
	5.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> ) .....	46
	5.6. Cor e Turbidez .....	47
	5.7. Dureza e Alcalinidade.....	51
	5.8. Íons Maiores .....	54

5.8.1. Sódio .....	56
5.8.2. Potássio .....	57
5.8.3. Cálcio e Magnésio.....	59
5.8.4. Cloreto.....	62
5.8.5. Sulfato .....	63
5.9. Nitrogênio e Fósforo.....	65
5.10. Carbono orgânico total dissolvido .....	70
5.11. Coliformes termotolerantes .....	72
5.12. Avaliação do conjunto de dados da qualidade das águas dos reservatórios usando estatística multivariada .....	74
5.13. Salinização das águas dos reservatórios .....	81
6. CONCLUSÕES .....	86
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	88

## 1. INTRODUÇÃO

Os reservatórios são corpos d'água artificiais construídos e modificados, com o objetivo de atender atividades humanas específicas. Em geral são construídos em áreas de escassez de água, como forma de conservação da água para posterior utilização e também em regiões de excesso para controle de inundações durante o período de chuvas (STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993).

As primeiras represas foram construídas na região da mesopotâmia (Rios Tigres e Eufrates), essas informações datam de 3.000 a.C (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2011). Desde então, devido ao aumento populacional e à distribuição irregular entre habitação humana e recursos hídricos criou-se pressões para o armazenamento de águas em muitas partes do planeta. Com isso, foram construídos reservatórios em todos os continentes, à exceção da Antártida, ocorrendo intensivamente em regiões com reservas hídricas naturais inadequadas, como em regiões extremamente abundantes em água (STRASKRABA; TUNDISI, 2013).

As atividades específicas, anteriormente citadas, de “usos múltiplos”, que dentre os quais, de acordo com Von Sperling (1996), os usos mais comuns são: abastecimento doméstico e industrial, irrigação, dessedentação de animais, aquicultura, preservação da flora e da fauna, recreação e lazer, harmonia paisagística, geração de energia elétrica, navegação e diluição de despejos. Os usos múltiplos são planos de aproveitamento de recursos hídricos projetados e operados para atender dois ou mais propósitos, ou seja, trata-se de uma alternativa para o melhor aproveitamento dos recursos hídricos (CRUZ; FABRIZY, 1995).

Hoje, os reservatórios constituem um dos principais recursos hídricos interiores, principalmente no Nordeste do Brasil, região que se encontra numa área com prolongados períodos de secas. A construção de grandes reservatórios no Brasil teve seu início em 1901, com a construção, em São Paulo, da represa Edgar de Souza, no rio Tietê, e com o desenvolvimento industrial e socioeconômico, foram construídas inúmeras barragens, resultando na formação de um grande número de ecossistemas lacustres artificiais. Estes ecossistemas são de fundamental importância socioeconômica na região Nordeste, haja vista, que a construção nessa região teve início no tempo do Brasil império, com a criação do Açude de Cedro (CE). Através de sua construção foi possível o armazenamento de água para fornecimento à população humana e de animais, regularização de curso d'água, irrigação e o aumento da produção proteica da região através de piscicultura (ESTEVES, 2011). Na região do Nordeste do Brasil até o final de 2011 havia um total de 22.261,99 hm<sup>3</sup> de água represada (ANA, 2012).

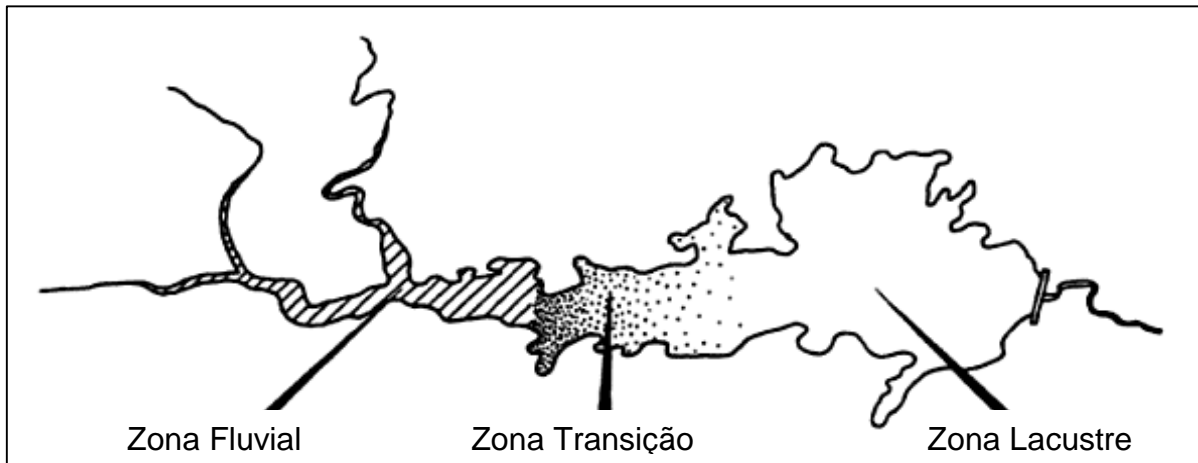
A construção desta tipologia de empreendimentos requer grandes intervenções ambientais, caracterizadas pela implantação de barramentos em rios e inundação de áreas para a formação de reservatórios. Estabelecendo desta forma uma nova dinâmica fluvial e, conseqüentemente, há uma mudança nas características físico-químicas da água, nas dinâmicas de circulação e sedimentação e as comunidades aquáticas são completamente reestruturadas (BREDA, 2011).

Os reservatórios, então, são considerados sistemas intermediários entre rios e lagos, com gradientes que mudam longitudinalmente (MARGALEF, 1983), devido ao ambiente aquático original sofrer uma transformação, passando de um ambiente de águas correntes - sistema lótico, característico de rios - para um ambiente de águas "paradas" - sistema lêntico, característico de lagos. Essa mudança drástica causa impactos ambientais, muitas vezes negativos, a montante e a jusante do barramento, alterando as características físicas, químicas, bacteriológicas e hidrobiológicas (TUNDISI, 1985; BASTOS, 1998).

Esse novo ambiente apresenta características morfométricas e hidrológicas distintas, com organizações verticais e horizontais diferenciais (MARGALEF, 1975), podendo ser divididos em três zonas: fluvial ou lótico, sob forte influência do rio principal; intermediário ou de transição, ainda com influência do fluxo fluvial, mas com traços de ambiente lacustre, e; lacustre ou lêntico, com ausência ou pouca influência fluvial, em que pode ainda ocorrer estratificação vertical da coluna de água (Figura 1) (KIMMEL; GROEGER, 1984; THORNTON *et al.* 1990; RIBEIRO FILHO, 2006; STRASKRABA; TUNDISI, 2013).

As mudanças de um ambiente lótico para lêntico criam novos *habitats* nos quais muitas espécies de peixes de rio não estão adaptadas, tornando desabitada a região, que é mais profunda em reservatórios, fazendo com que haja a proliferação de espécies sedentárias e a redução ou eliminação daquelas migradoras (STRASKRABA; TUNDISI, 2013).

Figura 1. Zonas longitudinais de um reservatório

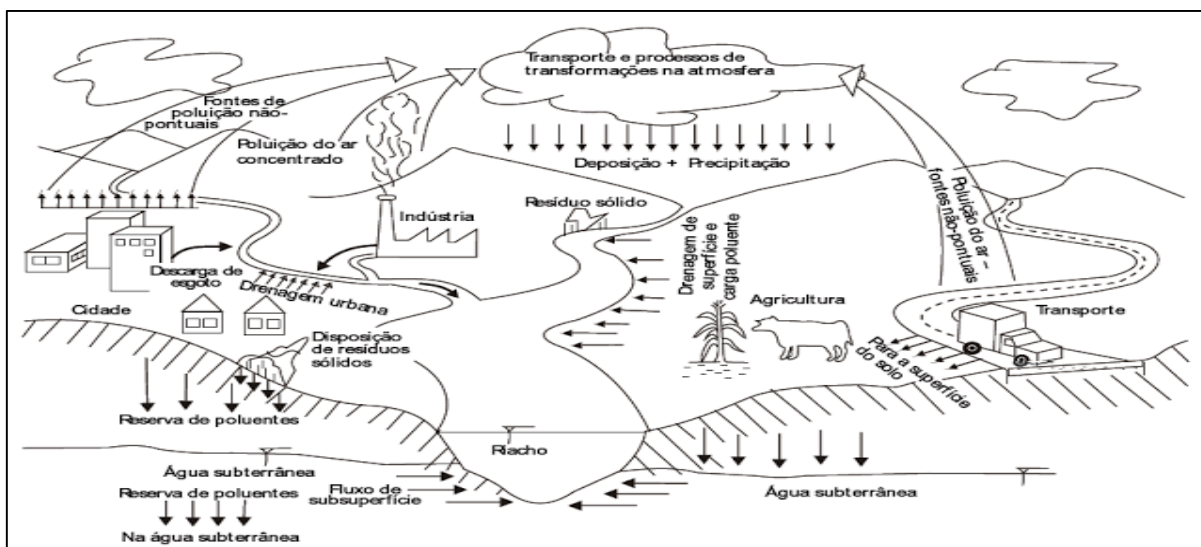


Fonte. Adaptado de Kimmel e Groeger (1984).

As bacias hidrográficas, incluindo elementos naturais como clima, precipitação, vegetação e atividades humanas, determinam o caráter das águas que fluem ao reservatório, sua distribuição temporal e seus efeitos sobre a qualidade da água do reservatório (PAPATHEODOROU *et al.* 2006; STRASKRABA; TUNDISI, 2013), visto que, há uma interação entre os reservatórios e a bacia hidrográfica, essa interação vem desde o início da construção de cada reservatório, sendo assim, a bacia hidrográfica é uma matriz de interação entre as áreas preservadas, a biodiversidade, a degradação do solo, qualidade e usos múltiplos da água (TUNDISI *et al.* 2008b) (Figura 2).

Pode-se afirmar, portanto, que a entrada inicial de material nos reservatórios é resultante da geoquímica da bacia hidrográfica e da situação desta com relação às atividades anteriores ao fechamento da represa, como o desmatamento e o uso de fertilizantes e defensivos agrícolas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Figura 2. Representação da interação entre as atividades praticadas na bacia hidrográfica e o reservatório.



Fonte. Adaptado de Jolankai (1983);

Para Straskraba e Tundisi (2013) os maiores impactos sobre os recursos de água doce e, em particular, sobre os reservatórios são decorridos do desflorestamento (redução de materiais alóctones disponíveis para os corpos d'água); aporte de despejos urbanos e industriais (fontes pontuais e não pontuais); desenvolvimento urbano (maior poluição que o produzido em áreas rurais); agricultura e agroindústrias (fertilizantes, produtos agroquímicos ou esterco) e etc. Em relação às práticas agrícolas e pecuárias, Ribeiro (2008) enfatiza que cada vez mais são intensificadas, desta forma promovem a exploração da água e do solo, e degradam cada vez mais os recursos hídricos, causando principalmente erosão nas margens e o assoreamento dos cursos d'água.

A qualidade da água das vazões liberadas é determinada pelas características das águas presentes na profundidade onde se localiza o mecanismo de descarga. Visto que, uma barragem eutrofizada afeta seriamente o ecossistema do rio correspondente porque fornece uma quantidade considerável de nutrientes e matéria orgânica a jusante (MARTIN; ARNESON, 1978).

As características quantitativas e qualitativas das vazões afluentes são determinantes na qualidade da água do reservatório. Devido à grande importância qualitativa das vazões afluentes, o reservatório torna-se muito sensível às atividades humanas existentes em suas bacias hidrográficas (STRASKRABA; TUNDISI, 2013). Com essa concepção, Neto *et al.* (2011) afirmam que todas as atividades impactam os cursos d'água e, por conseguinte, na qualidade da água e na disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica.



E, quando se trata de regiões semiáridas um dos fatores que influencia a qualidade da água são os fatores climáticos. As águas superficiais são verdadeiros depósitos de elementos químicos que circulam nos ecossistemas e nos sedimentos, sendo que a concentração química dessas águas está sujeita a grandes mudanças sob a influência da evaporação (PALÁCIO *et al.*, 2004). Essas águas, sujeitas às elevadas taxas de evaporação (consumindo em torno de 40% da água dos reservatórios do Nordeste), tornam-se salinas, atingindo, em alguns casos, concentrações de sais que impedem o seu uso para consumo humano e agricultura irrigada, principalmente no período de estiagem, onde há diminuição do escoamento e as elevadas temperaturas da região provocam altas taxas de evaporação (LOBATO *et al.*, 2008; SUASSUNA, 2005; MEIRELES *et al.*, 2007; PALÁCIO *et al.*, 2011).

De acordo com Santos *et al.* (2004) para além da evaporação, há ainda outros fatores que influenciam o processo de salinização, tais como a idade do reservatório, inundação e poluição, visto que, as águas das chuvas ao se precipitarem escorrem removendo e transportando consigo material solúveis até os rios e reservatórios, aumentando desta forma o processo de salinização.

De acordo com Tundisi (1985), a qualidade da água é caracterizada como uma integral espacial e temporal que depende das propriedades físicas, químicas e biológicas de um corpo hídrico. A interação dos diversos processos no espaço e no tempo deve ser, portanto, um somatório cujo resultado principal é a qualidade da água.

Nesse trabalho foram avaliadas a qualidade da água e suas variações, para os reservatórios Dionizio Machado, Tabocas, Amargosa e Jabiberi, situados na região Centro Sul do Estado de Sergipe. A análise de componentes principais e de correlação foram aplicadas ao conjunto dos dados, para obter informações sobre as diferenças entre os períodos seco e chuvoso, as variáveis envolvidas na discriminação e as fontes que a originaram.

As razões iônicas foram também utilizadas para identificar os processos hidrogeoquímicos que estão controlando a salinização das águas dos reservatórios.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

Avaliar a qualidade da água de superfície dos reservatórios: Taboca, Dionísio Machado, Amargosa e Jabiberi, situados na bacia hidrográfica dos rios Piauí – Real, para identificar as variáveis responsáveis pelas suas variações e determinar a influência de fontes naturais e antropogênicas.

### **2.2. Objetivos específicos**

Determinar, no período seco e chuvoso, em cada reservatório, a qualidade da água de superfície, através da determinação dos parâmetros: temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, alcalinidade, dureza, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo total, ortofosfato, carbono orgânico, cloreto, sulfato, sódio, potássio, cálcio, magnésio, sólidos totais dissolvidos e coliformes termotolerantes;

Aplicar ao conjunto dos dados obtidos, técnicas de estatísticas multivariadas (análise de cluster, análise de correlação, análise de componentes principais) para obter informações sobre: (1) similaridades entre os locais e/ou períodos sazonais, (2) identificar parâmetros da qualidade da água responsáveis pelas variações temporais e (3) identificar fontes (naturais e antropogênicas) que influenciam na qualidade da água dos reservatórios;

Avaliar a salinização dos reservatórios e usar as razões iônicas para identificar os possíveis processos hidrogeoquímicos que estão controlando a salinização das águas.

### 3. REVISÃO DE LITERATURA

Os poluentes que entram nos corpos d'águas através de escoamento superficial ou subterrâneo, lançamentos de esgotos doméstico e ou industrial, e através das fontes difusas, chegam ao reservatório e se acumulam, visto que o reservatório é um acumulador de nutrientes e clorofila, refletindo desta forma a qualidade e o estado trófico dos corpos d'águas (SENDACZ *et al.* 2006; PEDRAZZI *et al.* 2013).

Acúmulo de nutrientes foi observado no reservatório Castanhão/Ceará. Molisani *et al.* (2013) observaram que no período de chuvas o reservatório servia como acumulador de diversos nutrientes e fonte para a jusante no período seco, dentre eles, o silicato dissolvido, fósforo solúvel reativo, íon amônio, nitrogênio, fósforo total e matéria em suspensão.

Cruz-Pizarro *et al.* (2010) também perceberam processo similar no reservatório El Gergal, Sevilha, Espanha, observaram que a concentração de clorofila aumentou a partir da década de 1990 com as mais altas concentrações nos anos de 1993 e 2001, de acordo com os autores, esse aumento foi devido à seca severa que ocorreu entre 1992 e 1995, ao mesmo tempo ocorreu o aumento do fitoplâncton, no ano de 2001 a concentração próximo a superfície excedeu 2000 indivíduos/mL por quatro semanas consecutivas. Da mesma forma, Pedrazzi *et al.* (2013) afirmaram que o reservatório se comportou como um sistema de retenção de substâncias, visto que os resultados em seu estudo no reservatório Itupararanga, bacia do Alto Sorocaba (SP), Brasil, mostraram que os valores de fósforo total diminuíram em direção a jusante, eles colocam como causa uma possível sedimentação, adsorção e/ou complexação das substâncias. Silva *et al.* (2009) também verificaram através do conjunto dos dados, que o Reservatório de Peti – MG, absorveu bem os aportes externos provindos do rio que o forma e da área do seu entorno.

Hijo (2009) verificou que o balanço entre os fluxos de entrada e saída no açude Castanhão indicou uma retenção de 135 t de fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) durante o período chuvoso amostrado.

Barros *et al.* (2014); Vidal *et al.* (2014), afirmam que o Açude Gavião, Ceará, tem a sua concentração de nutrientes elevada durante o período de precipitações elevadas, principalmente de Fósforo Total e Nitrogênio, devido ao carreamento originado pela drenagem pluvial de áreas agricultáveis e as cargas veiculadas pelos esgotos (atividades fisiológicas, detergentes e até os produtos resultantes da decomposição da matéria orgânica – restos vegetais e animais).

Figueiredo *et al.* (2014) também confirmaram que as precipitações influenciam na concentração de nutrientes no reservatório de Marechal Eurico Gaspar Dutra, Rio Grande do

Norte. Os autores analisaram o reservatório em dois anos, 2011 com alta precipitação e período seco normal e 2012, com precipitação abaixo da média e seca prolongada. Os resultados mostraram que as concentrações de fósforo total, fósforo solúvel reativo e clorofila *a* apresentaram comportamentos distintos entre os anos estudados. O ano de 2011 apresentou concentrações menores de fósforo total e clorofila *a* e altas concentrações de fósforo solúvel reativo. Já o ano de 2012 apresentou altas concentrações de fósforo total e clorofila *a* e baixas concentrações de fósforo solúvel reativo. Dessa forma, o regime hidrológico dos anos estudados, caracterizado por chuvas acima da média no ano de 2011 e seca severa prolongada no ano de 2012, influenciou diretamente na mudança das variáveis limnológicas do reservatório, inferindo em uma melhor qualidade da água no período chuvoso e degradação no período seco.

O mau uso e ocupação do solo na bacia onde o reservatório se encontra é umas das causas que influencia a variação da qualidade da água nos reservatórios. Brainwood *et al.* (2004) observaram esses efeitos em um estudo em três reservatórios localizados na Austrália. Os autores classificaram os reservatórios em 1, 2 e 3. De acordo com os resultados dos parâmetros estudados, nota-se que as águas dos três reservatórios foram significativamente diferentes, sendo que as barragens 1 e 2 apresentaram variâncias semelhantes em relação aos nutrientes durante o ano todo, com maior variância para a barragem 3. Os autores indicam que essa diferença de qualidade da água dos três reservatórios está ligada as entradas das águas em cada reservatório, sendo que a barragem 1 recebe águas através do escoamento de áreas ocupadas pela agricultura de pastagens e escoamento subterrâneo, a barragem 2 recebe águas através de nascentes e escoamento subterrâneo e a barragem 3 recebe águas através do escoamento de áreas ocupadas pela urbanização e por áreas ocupadas pelas pastagens.

Ribeiro *et al.* (2005) também atribuíram a entrada de material lixiviado dos solos, e das contribuições de tributários, a ocorrência do processo de anoxia nos primeiros meses após o represamento do reservatório de Salto Caxias/PR, especialmente o déficit de oxigênio na superfície do reservatório. Visto que, para degradar o material lixiviado ocorreu o aumento da demanda do oxigênio dissolvido, levando a anoxia e, conseqüentemente, a mortandade de peixes (CARPENTER *et al.* 1998). Pires *et al.* (2014) ao avaliarem a influência do enchimento do reservatório na qualidade da água do rio Cavernoso/PR, também encontraram consumo de OD nos três primeiros meses após o enchimento do reservatório, embora tenha sido efetuada a supressão de 100% da vegetação e a limpeza da bacia de acumulação, a remoção de toda a matéria orgânica lábil não foi total, o que resultou no consumo do oxigênio pela degradação da matéria orgânica nos três meses logo após o enchimento.

Exemplo da influência do uso do solo próximo de reservatórios é exposto por Breunig *et al.* (2011) os quais, observaram uma variação da faixa do pH em um estudo no reservatório Rodolfo Costa e Silva – Itaara/RS, com maiores valores de pH nos pontos amostrais correspondente à margem onde predominava o uso agrícola, e os menores valores de pH encontrados nos pontos amostrais onde predominava o uso por pastagens.

Araújo Neto *et al.* (2014b), estudaram o Açude Orós/Ceará, com a aplicação da técnica de análise multivariada, análise de agrupamento hierárquico (AAH), conseguiram dividir os locais amostrados em apenas dois grupos. O grupo 1 apresentou as menores concentrações de sedimentos, com os valores de cor aparente, cor verdadeira, sólidos totais, fixos, suspensos e a transparência das águas, diferindo estatisticamente ao nível de 5% de significância do grupo 2. Os autores citam que esses menores aportes de sedimentos podem ser atribuídos à maior preservação da vegetação (densa e rala) no entorno dos pontos que compõem esse grupo.

Semelhante observação foi feita por Vanzela *et al.* (2010), analisando a influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis, São Paulo. De acordo com os autores, as áreas com vegetação são mais cobertas e estáveis, com maior capacidade de infiltração e armazenamento de água no solo, aumentando, assim, o tempo de caminamento da água ao leito do manancial, reduzindo desta forma o escoamento superficial e consequentemente os menores aportes de sedimentos para os corpos hídricos.

A variação da concentração das variáveis da qualidade das águas dos corpos d'água pode ocorrer espacialmente e/ou temporalmente. Varol *et al.* (2012) estudaram três reservatórios localizados na bacia do rio Tigre na região sudeste da Anatólia, na Turquia. Os resultados obtidos mostraram que a maioria dos parâmetros de qualidade da água, exceto condutividade elétrica, alcalinidade total, dureza total, clorofila, sulfato, sódio e cálcio, não apresentaram variações espaciais significativas ( $p > 0,05$ ). No entanto, todos os parâmetros de qualidade da água estudados apresentaram diferenças temporais significativas ( $p > 0,05$ ). A temperatura, pH, nitrogênio total e demanda química de oxigênio exibiram valores mais elevados na estação seca, enquanto os valores de oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica, alcalinidade total, dureza total, nitrato, nitrito, amônia, fosforo total, ortofosfato, clorofila, sulfato, sódio, cálcio e sólidos suspensos totais tiveram seus valores mais elevados na estação chuvosa.

Barreto e Garcia (2010) também encontraram uma variação temporal para todas as variáveis estudadas no açude Buri–Frei Paulo/SE, no entanto, diferente dos resultados de Varol *et al.* (2012), os resultados do oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, alcalinidade, dureza, sódio e cálcio foram maiores na estação seca. Silva *et al.* (2009), em seu estudo sobre a

qualidade da água do reservatório da usina hidrelétrica de Peti/MG, confrontando os dados da estação chuvosa e seca, observaram que na estação chuvosa houve uma diminuição do oxigênio dissolvido e aumento do pH, turbidez e sólidos em suspensão em relação à estação de estiagem.

Pinto-Coelho *et al.* (2004), também encontraram valores muito maiores dos sólidos em suspensão na época chuvosa do que na estiagem no Reservatório de São Simão/(MG/GO), que é influenciado por atividades agrícolas e pecuárias na bacia de drenagem.

Outro trabalho que vem ao encontro com os resultados anteriores é o de Barreto (2009), o qual encontrou uma variação para todos os parâmetros no reservatório Carira/SE, com maiores variações para os parâmetros, turbidez, sólidos suspensos, sólidos dissolvidos totais, alcalinidade e clorofila-a, nos períodos de estiagem e chuvoso. O autor ao comparar os valores dos parâmetros físico, químico e biológico encontrado no reservatório com os valores estabelecidos pela portaria 518/04 do Ministério da Saúde, diagnosticou que a água é imprópria para o consumo humano, e de acordo com a resolução 357/2005 do CONAMA, a água é classificada como salobra, sendo imprópria para consumo humano e para irrigação de muitas plantas.

Resultados similares foram encontrados por Lima e Garcia (2008) no Açude do Cajueiro e na Barragem do João Ferreira, ambos em Sergipe, com variação temporal para todas as variáveis, temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, nitrogênio, cloretos, pH, turbidez, cor, sólidos, dureza, coliformes fecal e total, e como conclusão os resultados mostraram que a água do açude do Cajueiro é imprópria para o consumo, utilização humana e irrigação, pois, para além de receber constantes aportes de esgoto bruto proveniente da cidade de Ribeirópolis e por efluentes originados do Matadouro Municipal, a água é considerada salobra do tipo classe 2. No caso da barragem do João Ferreira, a classificação é água doce classe 1, principalmente em relação aos valores de oxigênio dissolvido, coliformes, nitrato, nitrito, amônia, sólidos totais dissolvidos e pH.

Flauzino (2008) observou uma variação temporal para todos os parâmetros analisados no reservatório da Usina Hidrelétrica de Miranda/MG entre os anos de 2003 a 2007. O autor conclui que entre os aspectos de qualidade da água do lago de Miranda que mais chamaram atenção foram a demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido e turbidez, sendo que todos os valores obtidos nas análises dos referidos parâmetro denotaram situações aquém dos padrões exigidos pela resolução 357 de 2005 do CONAMA.

Da mesma forma, Basso e Carvalho (2007), ao estudarem duas represas e uma lagoa no município de Ilha Solteira/SP, observaram uma variação temporal para os parâmetros oxigênio

dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, cor, turbidez, nitrogênio, fósforo, coliformes fecais e pH, relacionando estas variações com a incidência de chuvas.

Semelhante variação foi observada por Buzelli e Cunha-Santino (2013), os quais afirmam que é possível observar, com exceção da concentração de oxigênio dissolvido, cujos valores tanto nos períodos de estiagem quanto nos períodos de chuvas foram elevados, que as demais variáveis (turbidez, DBO, amônia, fósforo total, fósforo dissolvido, nitrato nitrito, nitrogênio total, clorofila-*a*, coliformes fecais, pH, temperatura e condutividade elétrica) apresentaram variações extremamente significantes entre os períodos hidrológicos.

Pedrazzi *et al.* (2013), para o reservatório de Itupararanga, Sorocaba Bacia Alto/SP, encontraram algumas variações temporal em diversos parâmetros, dentre eles a temperatura e pH foram maiores na estação chuvosa em relação a seca; já para as concentrações de fósforo total e clorofila-*a*, os maiores valores foram quantificados na estação seca.

O conhecimento das concentrações e variações dos nutrientes, fósforo e nitrogênio, num corpo d'água são de suma importância para os tomadores de decisão dos usos das águas, visto que esses nutrientes são componentes essenciais para o crescimento de biomassa de plâncton, os quais podem causar diversos prejuízos, como a eutrofização.

Muitos estudos de reservatórios tropicais e subtropicais têm mostrado que o nitrogênio é o fator de limitação da produção primária. Pimenta *et al.* (2012), observaram no reservatório de Monte Claro, no estado do Rio Grande do Sul, que a elevada concentração de fósforo não estava causando o crescimento significativo do fitoplâncton, confirmado pelas baixas concentrações de clorofila-*a*, em virtude da série de nitrogênio apresentarem baixas concentrações. Com isso, os autores enfatizaram que o nitrogênio poderia ser o fator limitante do crescimento de algas, especialmente observando altas concentrações de clorofila-*a*, quando a série de nitrogênio excedeu os valores das Classes 3 e 4, de acordo com a resolução CONAMA 357/05.

Moura *et al.* (2007) relataram o nitrogênio como fator limitante no reservatório Mundaú (PE, Brasil), devido a altas concentrações de fósforo disponível na água. Resultados semelhantes foram descritos por Cunha e Calijuri (2011) para o reservatório Itupararanga no Estado de São Paulo (Brasil).

Oliveira (2009) ao fazer o cálculo da relação nitrogênio total/fósforo total para determinar o nutriente limitante no processo de eutrofização do Açude Pentecostes, entre 2001 e 2008, a proporção encontrada para as razões de nitrogênio e fósforo total indicou que a quantidade do nutriente fósforo controlou, em grande parte, o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica. Contudo, à proporção que definiria o nitrogênio como limitante desse processo

foi bem elevada, sugerindo que em alguns momentos o nitrogênio pode ser o nutriente determinante nas condições tróficas desse açude.

Supracitado, um dos maiores problemas relacionado aos usos múltiplos da água é a elevada concentração dos íons maiores, capazes de causar o processo de salinização e sodificação, principalmente no semiárido do Brasil. Através desta premissa da salinização, diversos pesquisadores têm estudados este processo.

Sales *et al.* (2014), estudaram três sistemas hídricos (açude, rio perenizado e poços), sendo o Açude Trussu e rio Trussu, localizados na bacia do Alto Jaguaribe/Ceará, observaram que os três sistemas apresentaram riscos em causar problemas de salinidade e sodicidade aos solos crescentes de acordo com a ordem: açude < rio perenizado < poços. Os autores chamam atenção para a concentração do íon sódio, que apresentou concentrações bastante elevadas para as águas subterrâneas, com valor médio de  $6,4 \text{ mmol L}^{-1}$ , 2 vezes acima do limite máximo que é de  $3 \text{ mmol L}^{-1}$  proposto por Ayers e Westcot (1999).

Araújo Neto *et al.* (2014a) estudaram 7 reservatórios no Estado do Ceará, e ao conjunto de dados, os autores aplicaram técnicas de análise multivariada, separando os 7 reservatórios em 2 grupos, sendo o primeiro grupo com características de baixa salinidade e o segundo com valores mais altos de salinidade. No primeiro grupo ficaram os reservatórios de Pacoti, Riachão, Sítios Novos, Aracoíaba e Pacajus, o segundo grupo foi formado pelos reservatórios de Castro e Pompeu Sobrinho.

Para se conhecer a qualidade real da água de um corpo hídrico, é imprescindível a realização de um monitoramento da qualidade da água (GIRÃO *et al.* 2007). No entanto, a realização de um monitoramento envolve muitas variáveis e gera um grande número de dados, e esta situação é mais agravada quando se dá em uma escala maior, em que um grande número de reservatórios é monitorado, gerando grande quantidade de dados biológicos, físicos e químicos, e que, se processados usando métodos univariados descritivos torna-se de difícil interpretação e de pouco valor para os tomadores de decisão. No entanto, o problema da derivação de informações sobre possíveis influências do ambiente sobre a qualidade da água com estas abordagens simples se torna mais e mais complicado, pois o número de parâmetros é enorme. Por conseguinte, são necessárias técnicas de análise multivariada para atingir resultados satisfatórios. Essas técnicas oferecem maiores possibilidades para os gestores em termos de auxiliar o processo de tomada de decisão e têm sido comprovadas como adequado para avaliação da qualidade ambiental (SANCHEZ LOPEZ *et al.* 2004).

Exemplo da eficácia desta ferramenta é encontrado no trabalho de Varol *et al.* (2012), nos reservatórios das barragens na bacia do rio Tigre, visto que a utilização da estatística



diminuiu a frequência de monitoramento, o número de estações de amostragem e os custos correspondentes, pois a análise de componentes principais pode reduzir consideravelmente o conjunto de dados complexos, extraíndo e identificando os fatores/fontes responsáveis por variações na qualidade da água. Semelhante eficácia foi conseguida através do trabalho de Shrestha e Kazama (2007), onde aplicaram a estatística multivariada em uma grande matriz de dados, obtidos durante um programa de monitoramento de oito anos (1995 - 2002) na água da bacia do rio Fuji, a qual ajudou a extrair e identificar os fatores/fontes responsáveis pelas variações na qualidade da água do rio em três diferentes locais de amostragem, chegando a conclusão que seis variáveis foram responsáveis por mais de 85% da variação temporal da qualidade da água, reduzindo desta forma os custos associados ao monitoramento.

Resultado parecido foi encontrado por Simeonov *et al.* (2003) ao pesquisarem a qualidade da água superficial no norte da Grécia, correlacionaram os locais amostrados em quatro grupos através das semelhanças entre eles, e através da análise de componentes principais obtiveram um conjunto de seis componentes principais que responderam por quase 90% da variância total dos conjuntos de dados da água. Redução similar foi realizada por Parinet *et al.* (2004), que conseguiram reduzir o número de variáveis amostradas que antes era de dezoito passando para quatro [condutividade elétrica, pH, índice de permanganato (na forma ácida) e absorvância de UV/254nm] em dez lagos na Costa do Marfim, utilizando a análise de componentes principais, sem prejudicar a qualidade dos resultados.

Com a aplicação da estatística multivariada Singh *et al.* (2005) conseguiram separar em três grupos (inverno, verão e monção) com características semelhantes que refletem a qualidade da água do rio Gomti (Índia). Com a utilização dessa ferramenta, os autores obtiveram uma redução de dados importantes, utilizando apenas cinco parâmetros (temperatura, alcalinidade total, Cl, Na e K) que ofereceu mais do que 94% na análise temporal. Com a aplicação da ACP identificaram os fatores/fontes responsáveis pelas variações de qualidade da água do rio em três regiões diferentes, e a regressão multilinear dos componentes principais absolutos revelaram que as principais fontes/fatores responsáveis pela deterioração da qualidade do rio foram o intemperismo, a lixiviação e escoamento superficial dos solos agrícola e os esgotos municipais e industriais.

Araújo neto *et al.* (2014c) conseguiram identificar cinco componentes principais que explicaram 82,44% da variância total, de um conjunto de 32 variáveis, no entanto, foram selecionadas as variáveis mais significativas pelo teste de sensibilidade:  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ , RAS, TB, CV, CA, CE, ST, SDT, pH, OD, Cl-a,  $\text{NH}_4^+$  e PT. A partir desses 14 indicadores, elaborou-se uma matriz de correlação.

Araújo Neto *et al.* (2014b) aplicaram a análise de agrupamento hierárquico ao estudarem a similaridade da qualidade das águas superficiais no açude Orós (Barragem Presidente Juscelino Kubitschek de Oliveira), barramento sobre o rio Jaguaribe no semiárido, em sete pontos de coleta monitorados, permitindo aglomerar em dois grupos homogêneos, sendo determinante para formação dos grupos: a variação espacial dos sedimentos na água e as variáveis relacionadas ao processo de eutrofização; Para formação do grupo 1, foram determinantes as maiores concentração de clorofila “a” e os maiores valores de temperatura da água. Enquanto para o grupo 2, os atributos determinantes foram as maiores concentrações das variáveis físicas ligadas ao aporte de sedimento no reservatório.

## 4. MATERIAIS E MÉTODO

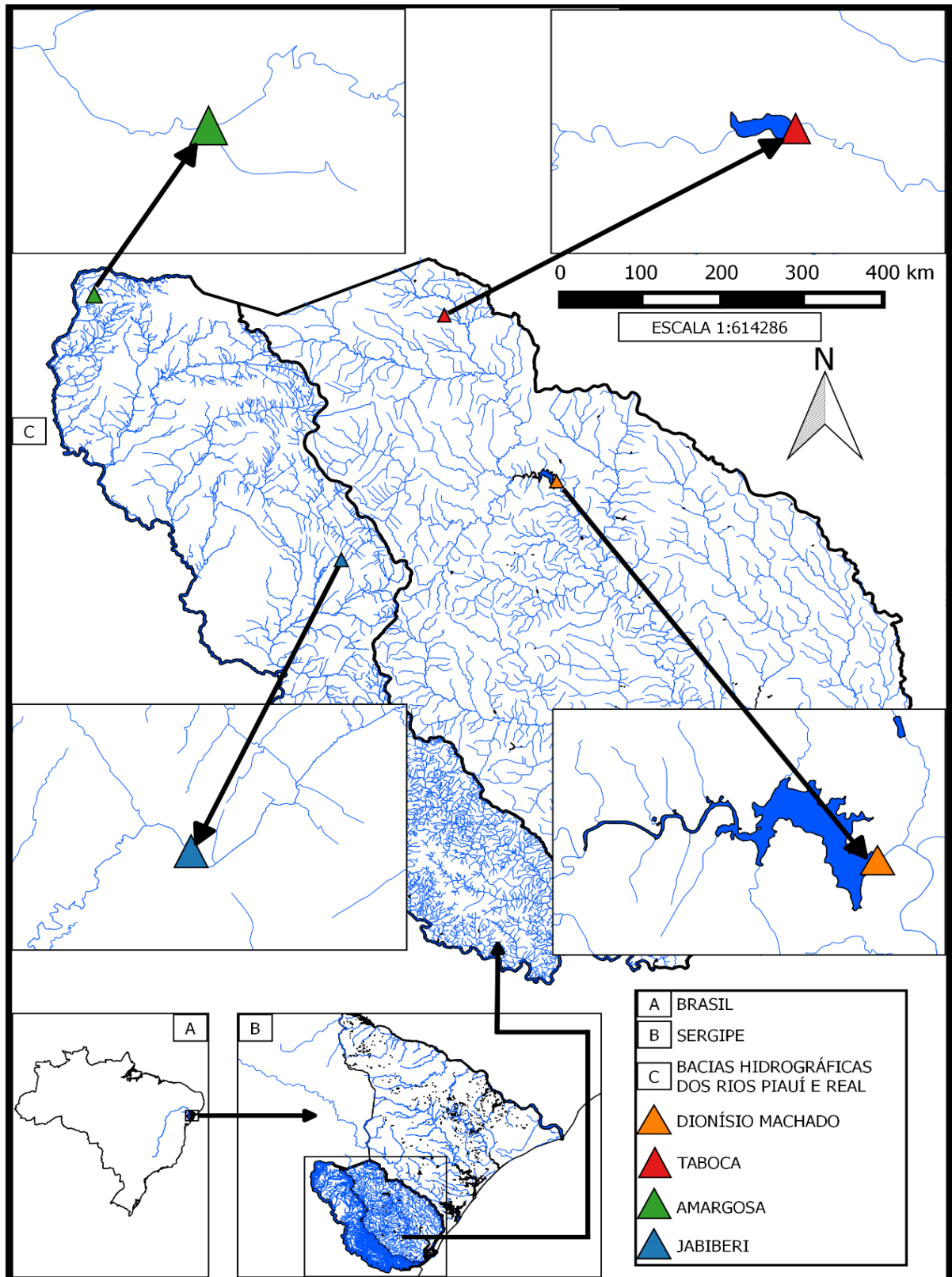
### 4.1. Área de Estudo

A área de estudo compreende quatro reservatórios localizados na região Centro Sul do estado de Sergipe. Os reservatórios Dionísio Machado (DM) e Tabocas (TB) estão inseridos na bacia hidrográfica do rio Piauí e o Amargosa (AG) e Jabiberi (JB) na bacia do rio Real. A Figura 3 mostra a localização dos reservatórios. A Tabela 1 mostra as principais características de cada reservatório, tais como, ano de construção, volume de armazenamento, material de construção, etc.

Tabela 1. Principais características dos reservatórios.

Características	Reservatório			
	DM	TB	JB	AG
Cidade/UF	Lagarto/SE	Simão Dias/SE	Tobias Barreto/SE	Poço Verde/SE
Localização	Confluência entre os rios Piauí e Jacaré	Barramento do rio Taboca	Barramento do rio Jabiberi	Reservatório escavado
Construção	1985 – 1987	DNOCS – 1914	1985 a 1987	1985
Volume m <sup>3</sup>	15.000.000	115.000	4.300. 000	4.300.000
Principais usos	Abastecimento humano e hidro-agrícola.	Abastecimento humano e Irrigação	Abastecimento humano, piscicultura e abastecimento hidroagrícola	Atualmente sem uso

Figura 3. Localização dos reservatórios (pontos de amostragem): Amargosa (AG), Tabocas (TB), Dionísio Machado (DM) e Jabiberi (JB).



Fonte. Adaptado Atlas Digital sobre Recursos Hídricos do Estado de Sergipe, 2014.

#### **4.1.1. Bacia hidrográfica do Rio Piauí**

A bacia hidrográfica do rio Piauí situa-se na região Centro-Sul do Estado de Sergipe. Possui basicamente três tipos de clima, o litoral úmido, agreste e o semiárido, distribuídos nas seguintes áreas, 1.893,44 km<sup>2</sup>, 1.174,96 km<sup>2</sup> e 862,28 km<sup>2</sup>, respectivamente. É a segunda maior bacia hidrográfica do estado e tem as suas nascentes no município de Riachão do Dantas na Serra dos Palmares (EMBRAPA, 2010; SERGIPE, 2010). Possui uma área geográfica de 3930,67 km<sup>2</sup>, equivalentes a aproximadamente 17,94% do território estadual e abrange 15 municípios, com uma população de 329.099 habitantes, sendo 183.523 no meio urbano e 145.576 no meio rural (SERGIPE, 2012).

O seu principal rio é o Piauí com 175,38 km<sup>2</sup> de extensão (SERGIPE, 2012). Antes de desaguar no Atlântico, entre os municípios de Estância/SE e Jandaíra/BA, encontra-se com o rio Real, no estuário conhecido como Mangue Seco (FONTES, 2007; EMBRAPA, 2010).

A bacia do rio Piauí possui uma disponibilidade hídrica superficial de 27,12 milhões de m<sup>3</sup>/ano, contudo, tem uma demanda de 39,46 m<sup>3</sup>/ano. Dentre os principais usos da água da bacia do rio Piauí destaca-se a sua utilização no abastecimento doméstico (66,2%), irrigação (20,2%) e dessedentação de animais (17%) (SERGIPE, 2010; 2012).

##### **4.1.1.1. Reservatório Dionísio Machado (DM)**

O reservatório Dionísio Machado está localizado, no município de Lagarto, na confluência entre os rios Piauí e Jacaré. A barragem foi construída pelo governo estadual, suas obras iniciaram em 1985 e foram concluídas em 1987. Tem um volume de 15.000.000 m<sup>3</sup> e como principais usos, abastecimento humano e hidro agrícola. Responde por 80% do abastecimento de água da cidade de Lagarto (COHIDRO, [19--]).

De acordo com a classificação climática de Koppen, o clima da região é do tipo As (Clima tropical com chuvas no inverno), com precipitação média de 1.020,6 mm/ano<sup>-1</sup> e as temperaturas médias do ar dos meses mais frios ocorrem em julho e agosto, com valores em torno de 22,5 °C, e o mês mais quente é janeiro, com média de 26,2 °C. As temperaturas médias mínimas mensais estão compreendidas entre 18 e 22 °C e as temperaturas médias máximas mensais estão entre 26 e 32 °C (SOUSA *et al.* 2009).

Os solos prevalecentes nessa região são classificados como Podzólicos Vermelho Amarelo, Plintossolos e Planossolos Solódicos (SOUSA *et al.* 2009). Os solos do tipo Planossolos Solódicos, por serem de textura arenosa, são de baixa fertilidade e, por possuir

elevada acidez, dificultam por muito tempo os cultivos agrícolas, de forma que são necessários aditivos para o cultivo (SANTOS, 2009).

#### **4.1.1.2. Reservatório Taboca (TB)**

O reservatório Taboca foi construído pelo DNOCS em 1914 pelo barramento do rio Taboca e está localizado no município de Simão Dias. O material da barragem é de terra com um volume de 115.000 m<sup>3</sup> e foi construída para atender o abastecimento humano e práticas de irrigação (SERGIPE, 2012; COHIDRO, [19--]).

O clima na região segundo a classificação climática de Kopper denomina-se como BSh - Clima Semiárido quente. Caracterizado por escassez de chuvas e grande irregularidade em sua distribuição; baixa nebulosidade; forte insolação; índices elevados de evaporação, e temperaturas médias elevadas (por volta de 27°C) e poucas chuvas com média de 800 mm por ano (SANTOS *et al.* 2012).

Os solos são do tipo Neossolos Litólicos Eutróficos e associações de Argissolos Vermelho Amarelo Eutrófico e solos Litólicos Eutróficos. O relevo caracteriza-se com declividade suave ondulado (SANTOS *et al.* 2012).

#### **4.1.2. Bacia Hidrográfica do Rio Real**

A bacia hidrográfica do rio Real possui basicamente três tipos de clima, o litoral úmido, agreste e o semiárido, ocupando as seguintes áreas, 632,87 km<sup>2</sup>, 559,34 km<sup>2</sup> e 1.180,75 km<sup>2</sup>, respectivamente. Possui terras de drenagem distribuídas em dois estados: Bahia e Sergipe, com uma área total de 4.968,44 km<sup>2</sup>. O sistema hidrográfico do rio Real abrange 22 cidades, sendo 9 no estado de Sergipe e 13 no estado da Bahia. No entanto, a área inserida no estado de Sergipe é de 2.372,96 km<sup>2</sup>, equivalente a 11,6% do estado de Sergipe, envolvendo uma população de 145.575 habitantes, sendo 60.053 na zona rural e 85.522 na zona urbana (SILVA, 2009; SERGIPE, 2010; 2012).

As principais nascentes do sistema hidrográfico do rio Real estão situadas no território do estado da Bahia, contrariando algumas publicações que afirmam ser em Poço Verde/SE (SILVA, 2009; SERGIPE, 2010; EMBRAPA, 2010).

A bacia do rio Real possui uma disponibilidade hídrica superficial de 7,57 milhões de m<sup>3</sup>/ano, contudo, tem uma demanda de 17,19 milhões de m<sup>3</sup>/ano. Dentre os principais usos da água da bacia do rio Real destaca-se a sua utilização no abastecimento doméstico (54,16%), irrigação (19,37%) e dessedentação de animais (15,12%) (SERGIPE, 2010).

#### 4.1.2.1. Reservatório Jabiberi

O reservatório do Jabiberi foi construído no período de 1985 a 1987 pelo barramento do rio Jabiberi e está situado no município de Tobias Barreto. Inunda uma área de 60 ha e tem um volume acumulada de 4.300.000 m<sup>3</sup>. Em seu entorno e na parte a jusante do reservatório encontra-se a cidade de Tobias Barreto, e os povoados Jabiberi, Agrovila, Juazeiro, Geroma e o perímetro irrigado do Jabiberi. Os usos atuais da barragem são para abastecimento humano, piscicultura e abastecimento hidro agrícola (COHIDRO, [19--]).

Segundo a classificação climática de Koppen, o clima da região é do tipo As (clima quente, com temperatura do ar superior a 18 °C no mês mais frio e, no mês mais seco a precipitação pluvial é inferior a 60 mm e o verão é seco). A precipitação pluvial média anual é de 756,9 mm; o mês de julho é o mais frio do ano, com média de 22,1 °C, e o mês de janeiro é o mais quente, com média de 25,7 °C; as temperaturas médias mínimas mensais estão compreendidas entre 18 e 22 °C e as temperaturas médias máximas mensais estão entre 26 e 32 °C (SOUSA *et al.* 2009).

Os solos prevalentes nessa região são classificados como solos Halomórficos (SS2) e Litólicos (Re3, Re6 e Re2). O uso do solo na região de Tobias Barreto é composto pela maior parte pela pastagem, sendo o restante composto pela caatinga e cultivos agrícolas/solos expostos (SERGIPE, 2012).

#### 4.1.2.2. Reservatório da Amargosa

O reservatório Amargosa foi construído em 1985, está localizado no município de Poço Verde e tem uma capacidade acumulada de 4.300.000 m<sup>3</sup> (COHIDRO, [19--]). O município de Poço Verde na sua porção Leste possui um relevo ligeiramente montanhoso, representado pelas Serras da Caraíba, Poço Dantas e São José. Ainda nesta região do Estado localiza-se se o ponto culminante, a Serra Negra, com 750 m de altitude, que junto às anteriores caracterizam o pediplano sergipano (JUNIOR, 2013).

O clima predominante, segundo a classificação indicimétrica de Koppen é do Tipo As' (Tropical Megatérmico de outono e inverno chuvosos), com transição para BSh (Quente Semiárido). Possui precipitação média anual de 760 mm, e período úmido entre os meses de abril e julho. A temperatura média do mês mais quente é de 26,1°C, em janeiro, e do mês mais frio é de 21,4°C, em julho (IBGE, 2001) apud (JUNIOR, 2013).

O tipo de solo prevalente na região é classificado como Planossolo (PLSe4), Halomórficos (SS2), Cambissolos (Ce2) e Litólicos (Re6) (SERGIPE, 2012).

### 4.1.3. Amostragem e análise química

Amostras de água de superfície foram coletadas no período de junho/2013 a agosto de 2014 nos seguintes pontos: DM (645.503 E, 8.788.322 N UTM), TB (631.638 E, 8.810.394 N UTM), JB (619.205 E, 8.777.592 N UTM) e AG (588.495 E, 8.813.276 N UTM), compreendendo dois períodos com chuvas e um período seco. Na figura 4 podemos observar a vista frontal dos reservatórios.

Figura 4. Vista dos reservatórios: AG (Amargosa); JB (Jabiberi); DM (Dionísio Machado) e TB (Tabocas).



As amostras foram acondicionadas, preservadas e transportadas para o laboratório de acordo com as recomendações do *Standard Methods* (APHA, 2012). Foram analisadas no Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe (ITPS), para determinação dos seguintes parâmetros: pH, condutividade elétrica (CE), turbidez (TR), oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade total (ALC), dureza (DUR), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais dissolvidos (STD), cor (COR), carbono orgânico total (COT), fósforo total (PT), nitrato ( $\text{NO}_3$ ), nitrito ( $\text{NO}_2$ ), nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ), fosfato ( $\text{PO}_4$ ), sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca), Magnésio (Mg), cloreto (Cl), sulfato ( $\text{SO}_4$ ), bicarbonato ( $\text{HCO}_3$ ), coliformes termotolerantes (COL) e temperatura da água (TEP, medida no campo).

Todos os parâmetros foram determinados seguindo os protocolos do *Standard Methods* (APHA, 2012) (Tabela 2).



Para garantia da qualidade analítica foram usados a calibração com padrões, a análise de reagentes em branco e determinações em replicatas. O laboratório também participa regularmente de programas de proficiência e tem acreditação para alguns parâmetros.

Tabela 2. Metodologia analítica usada na análise das amostras de água

<i>Parâmetros</i>	<i>Técnica analítica</i>	<i>Método de referência</i>
<i>pH</i>	Método potenciométrico	*SM 4500 H <sup>+</sup> B
<i>Condutividade elétrica</i>	Método condutimétrico	SM 2510 B
<i>Turbidez</i>	Método nefelométrico	SM 2130 B
<i>Oxigênio dissolvido</i>	Método de laboratório	SM 4500 O
<i>Alcalinidade total</i>	Método titulométrico	SM 2320 B
<i>Dureza total</i>	Calculada pelo Ca e Mg	SM 2340 B
<i>DBO<sub>5</sub></i>	Método respirométrico	SM 5210 D
<i>Sólidos totais dissolvidos</i>	Determinado pela medida da condutividade	SM 2510 A
<i>Temperatura da água</i>	Medida em campo	-
<i>Cor verdadeira</i>	Método espectrofotométrico	SM 2120 C
<i>Fósforo total</i>	ICP OES	-
<i>Carbono orgânico total dissolvido</i>	Método da combustão a alta temperatura	SM 5310 B
<i>Coliformes termotolerantes</i>	NMP Colilert 24	SM 9223 B
<i>Nitrogênio - nitrato</i>	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
<i>Nitrogênio - nitrito</i>	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
<i>Nitrogênio amoniacal</i>	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
<i>P- fosfato</i>	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
<i>Sódio</i>	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
<i>Potássio</i>	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
<i>Cálcio</i>	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
<i>Magnésio</i>	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
<i>Bicarbonato</i>	Método titulométrico	SM 2320 B
<i>Sulfato</i>	Cromatografia iônica	US EPA 300.7
<i>Cloreto</i>	Cromatografia iônica	US EPA 300.7

\*SM – Standard Methods, APHA, 2012.

#### 4.1.4. Tratamento dos dados

As variações dos parâmetros de qualidade da água entre os reservatórios e com a sazonalidade foram avaliadas usando a matriz de correlação não paramétrica de Spearman, a análise multivariada de componentes principais e análise de agrupamento hierárquico usando o método de Ward com a distância Euclidiana.

Para o cálculo da matriz de correlação os parâmetros de qualidade da água foram agrupados em dois períodos chuvosos e um seco e os valores numéricos das variáveis correspondentes a cada período foram correlacionados (par a par) com todos os parâmetros medidos.

Na análise de componentes principais a matriz dos dados foi constituída de 10 objetos e 25 variáveis. Os objetos foram as concentrações dos parâmetros nos quatro reservatórios nos dois períodos chuvosos e um período seco (Amargosa só no período chuvoso). As variáveis foram os parâmetros medidos: pH, condutividade elétrica (CE), turbidez (TR), oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade (ALC), dureza (DUR), demanda biológica de oxigênio (DBO), sólidos totais dissolvidos (STD), temperatura da água (T), cor (COR), fósforo total (PT), carbono orgânico total dissolvido (COT), coliformes termotolerantes (COL), nitrato (N-NO<sub>3</sub>), nitrito (N-NO<sub>2</sub>), nitrogênio amoniacal (NH<sub>3</sub>), fosfato (P-PO<sub>4</sub>), sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), bicarbonato (HCO<sub>3</sub>), sulfato (SO<sub>4</sub>) e cloreto (Cl).

A análise de agrupamento foi aplicada ao conjunto dos dados de qualidade da água, com o objetivo de avaliar a similaridade das amostras dos diferentes reservatórios e entre amostras coletadas em períodos temporais diferentes (seco e chuvoso). O resultado é apresentado na forma de um dendograma e a distância Euclidiana usualmente indica a similaridade entre as amostras.

As análises foram realizadas utilizando o programa PAST - PAleontological STatistics, Versão 3.04 (<http://folk.uio.no/ohammer/past>). Um valor- $\alpha$  de 0,05 foi adotado como o nível crítico para todos os testes estatísticos dando um nível de confiança de 95%.

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Os parâmetros da qualidade da água para os quatro reservatórios, para as amostras coletadas no período seco e chuvoso estão apresentados na Tabela 3. A água do reservatório Amargosa só foi amostrada na primeira coleta do primeiro período chuvoso, porque no período seco não tinha água.

Inicialmente será apresentada uma descrição e discussão de cada um dos parâmetros medidos e em seguida, uma avaliação do conjunto dos dados usando a análise de estatística multivariada.

Por último, com base nas razões iônicas, será feita uma discussão dos prováveis fatores hidrogeoquímicos envolvidos no processo de salinização das águas dos reservatórios.

Tabela 3. Valores dos parâmetros de qualidade da água de superfície dos reservatórios no período chuvoso e seco, correspondente as três campanhas realizadas no período de junho de 2013 a agosto de 2014.

Reservatório	Amargosa	Jabiberi		Taboca		Dionísio		Jabiberi	Taboca	Dionísio
Variáveis	Período chuvoso							Período seco		
	Ago/2013 <sup>1ª</sup>	Set/2013 <sup>1ª</sup>	Ago/2014 <sup>2ª</sup>	Ago/2013 <sup>1ª</sup>	Jul/2014 <sup>2ª</sup>	Jun/2013 <sup>1ª</sup>	Jul/2014 <sup>2ª</sup>	Jan/2014 <sup>1ª</sup>	Dez/2013 <sup>1ª</sup>	Dez/2013 <sup>1ª</sup>
pH	7,80	7,20	6,97	7,50	8,11	7,10	8,73	7.70	8,00	9,50
Condutividade elétrica/CE (µS cm <sup>-1</sup> )	4175	203,40	159,7	1313	2024	435,8	966,7	294,9	1870	1009
Turbidez/TR (uT)	41,40	26,80	4,80	11,80	0,70	49,20	24,60	21,10	5,40	10,40
Oxigênio dissolvido/OD (mg L <sup>-1</sup> )	4,65	5,46	5,33	6,03	6,97	5,14	10,71	5,73	3,28	10,99
Alcalinidade total/ALC (mg L <sup>-1</sup> )	98,85	37,72	31,97	124,70	214,70	45,50	82,62	40,44	183,3	84,32
Dureza/DUR (mg L <sup>-1</sup> )	403,8	29,77	38,88	281,00	503,2	77,07	255,40	34,96	452,9	174,1
DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	19,1	18,60	8,84	10,40	<0,1	12	4,9	18	0,01	22,4
STD (mg L <sup>-1</sup> )	2881	113,90	110,20	905,80	1397,0	300,7	667,0	165,1	1047	565,2
Temperatura/T (°C)	24,0	25,00	24,00	23,00	26,0	25,0	30,6	26,0	30,0	30,0
COR (uH)	0,20	15,00	10,00	1,09	3,60	12,00	5,62	52,00	1,57	3,38
Fósforo total/PT (mg L <sup>-1</sup> )	0,38	0,01	0,55	0,05	0,51	0,83	0,51	0,061	0,01	0,01
Carbono orgânico total dissolvido/COT (mg L <sup>-1</sup> )	66,41	18,56	17,48	18,44	21,44	17,74	15,72	12,16	15.39	15,47
Coliformes termotolerantes/COL (NMP/100mL)	170	11,00	33,00	61,00	350	11	700	2	130	12
N-NO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0,520	0,21	1,21	0,210	<0,011	0,29	<0,011	0,17	0,940	<0,01
N-NO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	<0,015	<0,015	<0,015	0,100	<0,015	0,180	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015
NH <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	0,03	0,03	<0,047	0,04	0,10	0,03	0,10	0,10	0,20	0,15
P-PO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	<0,033	<0,033	<0,016	<0,033	<0,016	<0,033	<0,016	<0,033	<0,033	<0,033
Na (mg L <sup>-1</sup> )	578,6	23,06	23,93	104,4	222,5	40,55	103,20	54,63	185,0	137,1
K (mg L <sup>-1</sup> )	83,12	2,22	2,36	6,20	8,15	2,71	4,10	2,27	6,05	4,48
Ca (mg L <sup>-1</sup> )	105,1	7,20	7,54	78,96	140,40	20,30	78,60	7,47	99,56	50,13
Mg (mg L <sup>-1</sup> )	34,48	2,87	3,19	20,38	37,13	6,42	14,36	3,97	49,75	11,90
HCO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	68,85	37,72	31,97	124,70	214,70	45,50	74,07	40,44	183,30	66,25
SO <sub>4</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	66,80	2,24	2,42	46,14	26,41	11,90	19,46	5,28	30,99	33,43
Cl (mg L <sup>-1</sup> )	1213	33,06	40,47	279,3	570,9	84,98	274,80	85,75	479,3	241,9

1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta.

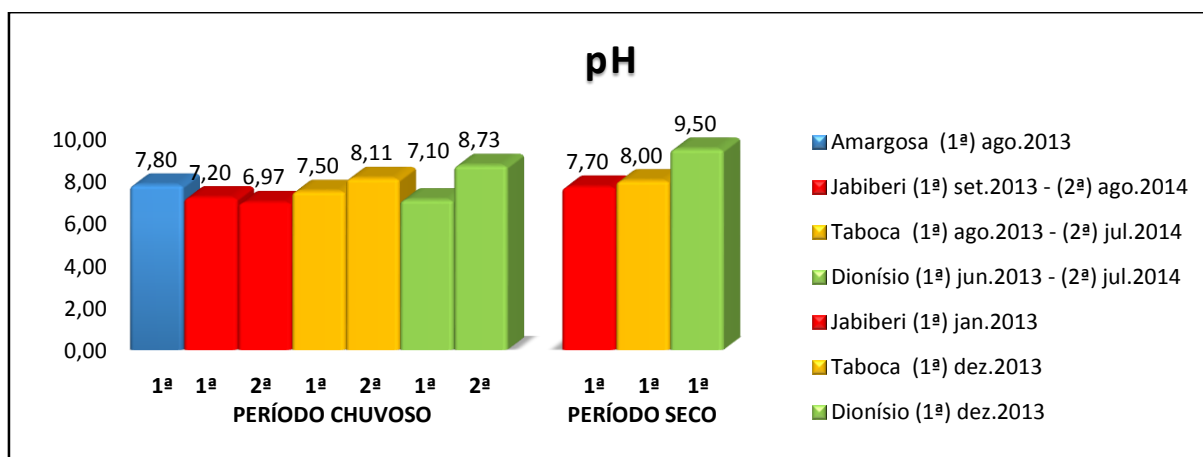
### 5.1. pH

O pH é uma função da proporção entre os íons  $H^+$  e  $OH^-$ , em solução. Essa propriedade tem influência sobre a fisiologia dos seres aquáticos, sobre a permeabilidade das membranas vivas e sobre a qualidade da água. É um parâmetro que deve ser sempre avaliado, pois pode interferir no processo de coagulação-precipitação química durante o tratamento da água, na corrosão de tubulações e equipamentos, no crescimento microbiano dos sistemas biológicos de tratamento, na toxidez de certos compostos e nos constituintes da alcalinidade e acidez da água (LIMA; GARCIA, 2008).

O pH constitui um parâmetro adimensional e um dos mais difíceis de serem interpretados, por sofrer influência de inúmeros fatores, tais como: sólidos e gases dissolvidos, dureza e alcalinidade, temperatura e fatores bióticos (FRITZSONS *et al.*, 2003).

O pH no período chuvoso variou de 6,97 a 8,73, com valor mais elevado para a água do reservatório DM e menor para o JB. No período seco a variação foi de 7,70 a 9,50 com a variação mais significativa sendo observado no DM (Figura 5).

Figura 5. Variação dos valores de pH para a água dos quatro reservatórios nos dois períodos estudados, seco e chuvoso.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Tomando-se por base os valores de pH para cada reservatório do presente estudo, percebe-se que a sazonalidade, também, modifica o pH da água, pois no período de estiagem os valores de pH são maiores que os registrados durante a estação das cheias. Da mesma forma, Varol *et al.* (2012) afirmam que os valores obtidos nos reservatórios de Kralkızı, Dicle e Batman, na Turquia, foram maiores na estação seca, em relação a chuvosa.

O fato de haver elevação do pH no período seco possui uma possível explicação, pela ocorrência de altas densidades de algas, uma vez que ao realizarem a fotossíntese retiram muito gás carbônico dessas águas, que é a principal fonte natural de acidez da água e, conseqüentemente, o aumento de pH (KIMBALLA *et al.* 2002; CALIJURI *et al.* 1999).

Tal situação é visível no trabalho de Ruas (2006) em relação aos 3 pontos (referentes aos reservatórios das três Pequenas Centrais Hidrelétricas – PCH's Ponte, Palestina e Triunfo, instalados em sequência no rio Pomba, bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, estado de Minas Gerais.) com valores mais altos no período seco. Da mesma forma, Barreto e Garcia (2010), no Açude Buri-Frei Paulo, encontraram valores de pH com média de 6,8 no período chuvoso e 7,7 no período seco. Oliveira (2012), os valores de pH em seu estudo no reservatório Dourado, Currais novos/RN, apresentaram-se levemente ácido durante o período chuvoso e alcalino nos demais meses (valores geralmente acima de 8). Sendo que o maior pH foi encontrado no final do período seco e o menor valor no período de chuva.

Estudo feito por Lima e Garcia (2008) no Açude Cajueiro e na Barragem de João Ferreira/SE, apresentou valores do pH com índices alcalinos, com valores maiores na estação seca, estando dentro dos limites estabelecidos para Águas Doces Classe 1 (entre 6,0 e 9,0). Os dados mostraram ainda que os valores de pH na barragem foram menores que na água do açude. Os mesmos autores afirmam que a causa do valor de pH ser maior no período seco foi devido a menor quantidade de água presente no ambiente. Braga (2006) também afirma que os valores do pH tornaram-se menos alcalino pela influência das chuvas carreando nutrientes para o açude Gavião, tendo um valor de 7,81 e 8,24, respectivamente no período chuvoso e seco.

Outro estudo que corrobora os resultados do presente trabalho foi realizado por Ferreira (2004), o autor concluiu que durante o período de chuvas, o pH varia de levemente alcalino a levemente ácido, em virtude das reações de decomposição da matéria orgânica em decorrência da grande liberação de nutrientes.

Contudo, de acordo com Fonseca e Salvador (2003), geralmente, há uma ligeira tendência dos valores de pH da bacia apresentar uma diminuição em períodos secos e um aumento em regime de chuvas, devido a maior dissolução de sais. As chuvas aumentam a concentração do gás carbônico livre na água, graças ao carreamento desse gás livre da atmosfera e de solos orgânicos para os corpos d'água. Provocando desta forma acidez, visto que o gás carbônico livre se dissolve rapidamente para formar ácido carbônico, o qual é instável, e uma parte se dissocia para formar bicarbonato e íons hidrogênio, e esses últimos causariam o abaixamento do pH da água (MERCANTE; BICUDO, 1996 Apud LANDA; LANDA, 2001).

Exemplos destes valores pode-se ver nos trabalhos de: Parron *et al.* (2007), os quais encontraram valores de pH com média de 6,2 a 6,5, respectivamente na estação seca e chuvosa, em 35 reservatório na bacia hidrográfica do Rio Preto, Brasil. Buzelli e Cunha-Santino (2013) no reservatório de Barra Bonita/SP, com valor médio de 6,33 no período de estiagem e 8,10 no período de chuvas.

O uso e ocupação do solo no entorno do reservatório, é uma das interferências que pode modificar a concentração do  $H^+$ , como foi visto por Zamberlan (2007), estudando 4 reservatórios em Santa Maria/RS, encontrou valores de pH com diferenças significativas entre açudes e entre os períodos de coleta. O autor realizou duas coletas em diferentes dias: uma após três dias sem precipitação e com o reservatório com volume reduzido, outra, três dias após uma precipitação, quando se observou um aumento no nível do reservatório. Os valores na primeira e segunda coletas variaram de 5,95 a 6,04 e 7,03 a 8,05, no reservatório da Madame e no açude da Área Nova, respectivamente. Os autores colocam como justificativa pelas diferenças entre os açudes, o tratamento dado ao entorno dos reservatórios, visto que, o açude da Área Nova sofre contribuição direta dos efluentes da estrutura de confinamento de bovinos e das lavouras em sistema convencional a montante.

## 5.2. Temperatura

A temperatura é um fator determinante na condução das reações que afetam os processos químicos, físicos e biológicos e, portanto, têm uma enorme influência sobre a atividade biológica e crescimento de organismos aquáticos, assim como a concentração de muitas variáveis. Com a mudança de temperatura, as algas e microrganismos fotossintéticos podem distanciar-se da superfície da água por migração ou até mesmo provocar a morte (PEDRAZZI *et al.* 2013).

Com o aumento da temperatura da água, a velocidade das reações químicas geralmente aumenta em conjunto com a evaporação e volatilização das substâncias a partir da água. O aumento da temperatura também diminui a solubilidade de gases em água, tais como  $O_2$ ,  $CO_2$ ,  $N_2$ ,  $CH_4$  e outros (CHAPMAN; KIMSTACH. 1996).

De acordo com Iwakuma *et al.* (1990) as taxas de excreção de amônia aumentam com a elevação desta variável, já a ciclagem do fósforo realizada pelos peixes é acelerada (ANDERSSON *et al.*, 1988; PERSSON, 1997).

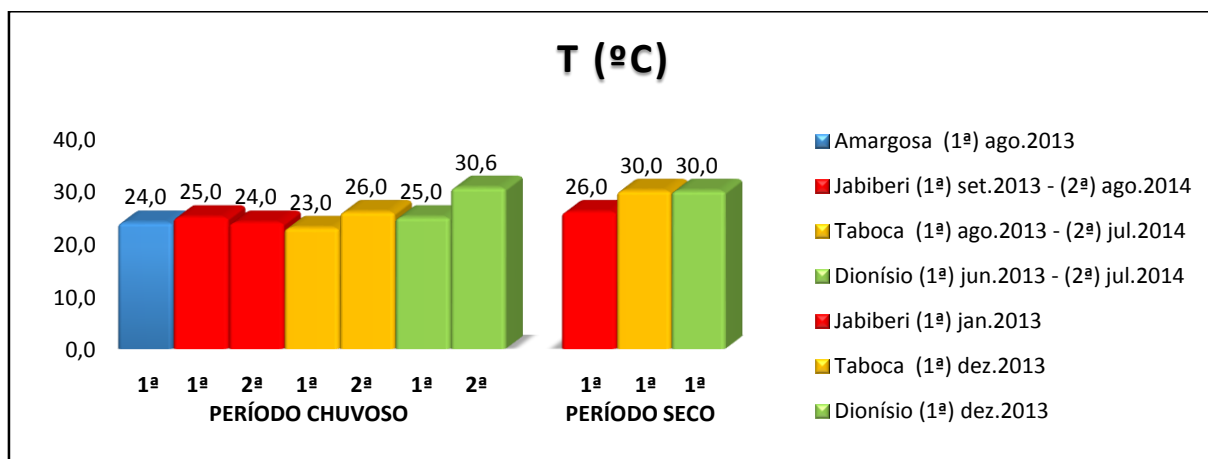
A taxa metabólica dos organismos aquáticos também está relacionada com a temperatura, e em águas quentes, há aumento das taxas de respiração levando ao aumento do consumo de

oxigênio e aumento da decomposição da matéria orgânica. As taxas de crescimento também aumentam (esta é mais perceptível para as bactérias e fitoplâncton que dobram suas populações em períodos de tempo muito curtos), levando a um aumento da turbidez da água, o crescimento de macrófitas e proliferação de algas, quando as condições de nutrientes são adequadas (CHAPMAN; KIMSTACH. 1996).

A temperatura das águas de superfície estão geralmente dentro de 0°C a 30°C. Oscilam sazonalmente com os valores mínimos ocorrendo durante o inverno ou períodos úmidos, e os máximos nas temporadas de verão ou secas, particularmente em águas rasas. Porém, temperaturas anormais elevadas nas águas de superfície pode surgir a partir de descargas térmicas, geralmente a partir de usinas de energia, fundições de metais e estações de tratamento de esgoto (CHAPMAN; KIMSTACH. 1996).

A temperatura (T) da água apresentou uma variação de 23°C a 25°C no período chuvoso e de 26°C a 30°C no período seco, com valores mais elevados nas águas do TB e DM (Figura 6).

Figura 6. Variação da Temperatura para os quatro reservatórios nos dois períodos estudados (seco e chuvoso).



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Mesma tendência de variação de temperatura com maiores valores na estação seca em relação a chuvosa foi visto por Varol *et al* (2012) em três reservatórios na Turquia, tendo valores próximos dos 27 °C no verão e próximo dos 5 °C no inverno. Silva (2006) na barragem Jacarecica, também obteve as maiores temperaturas no mês de janeiro e outubro (período de estiagem), com máxima de 31 °C verificada durante o verão, janeiro 2005, a mínima verificada foi no mês de março, 24,5 °C.



Barreto e Garcia (2010), com o objetivo de caracterizar a qualidade da água do açude Buri-Frei Paulo/SE, encontraram maiores temperaturas também no período seco variando de 29 a 29,5°C, e 27 a 27,8 °C no chuvoso.

Porém, Lima (2008), estudando o açude Cajueiro e a Barragem Joao Ferreira encontrou na época seca, em todas as estações, valores da temperatura de 27°C e na época chuvosa variou entre 27,5 e 28°C. O autor ressalta que na primeira coleta (época seca) o dia estava nublado, enquanto que na segunda campanha o dia estava ensolarado e que ambas as coletas foram realizadas no período da manhã.

Em termos de variação temporal de temperatura foi observado por Pedrazzi *et al.* (2013) que na época das chuvas, a temperatura da água na superfície foi consideravelmente maior do que na época da seca, com variação entre 26,30°C a 28,90°C e 12,40°C a 17,10°C, no reservatório Itupararanga/SP.

### 5.3. Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica (CE) é uma medida proporcional à concentração dos sólidos totais dissolvidos (STD) e isso pode ser comprovado pela Figura 7. Pela Resolução nº 357 do Conama, a água com salinidade igual ou inferior a 0,5‰ ( $\leq 1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) é considerada água doce e água com salinidade entre 0,5‰ ( $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) e 30‰ ( $44.700 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) é definida como salobra. A condutividade elétrica depende da temperatura e da quantidade de íons dissolvidos presentes. O parâmetro condutividade elétrica não determina especificamente quais os íons estão presentes em uma determinada amostra de água, mas pode contribuir para possível reconhecimento dos impactos ambientais que ocorrem na bacia de drenagem (PEDRAZZI *et al.* 2013).

Os valores da condutividade variaram de  $159,7 \mu\text{S cm}^{-1}$  a  $4175 \mu\text{S cm}^{-1}$ , o valor mais elevado foi o da água do reservatório AG e o menor para o Jabiberi. Os valores da coleta do período chuvoso (C13) sempre foram inferiores aos resultados do período seco (S13), contudo os valores da coleta do período chuvoso (C14) se aproximaram dos valores da coleta do período seco. Os reservatórios AG (chuvoso), DM (seco) e TB (chuvoso e seco) apresentaram condutividade acima de  $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ , sugerindo um possível processo de salinização de suas águas, principalmente no TB (C14) com condutividade de  $2024 \mu\text{S cm}^{-1}$  e no AG (C13) com condutividade de  $4175 \mu\text{S cm}^{-1}$  (Figura 8).

A CETESB (2009) afirma que quando as concentrações ultrapassarem  $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ , o ambiente pode estar impactado por ações antrópicas além de que valores elevados de CE podem indicar características corrosivas da água.

Figura 7. Relação entre a condutividade elétrica (CE) e os sólidos totais dissolvidos (STD) para as amostras das águas dos reservatórios, coletados nos períodos seco e chuvoso.

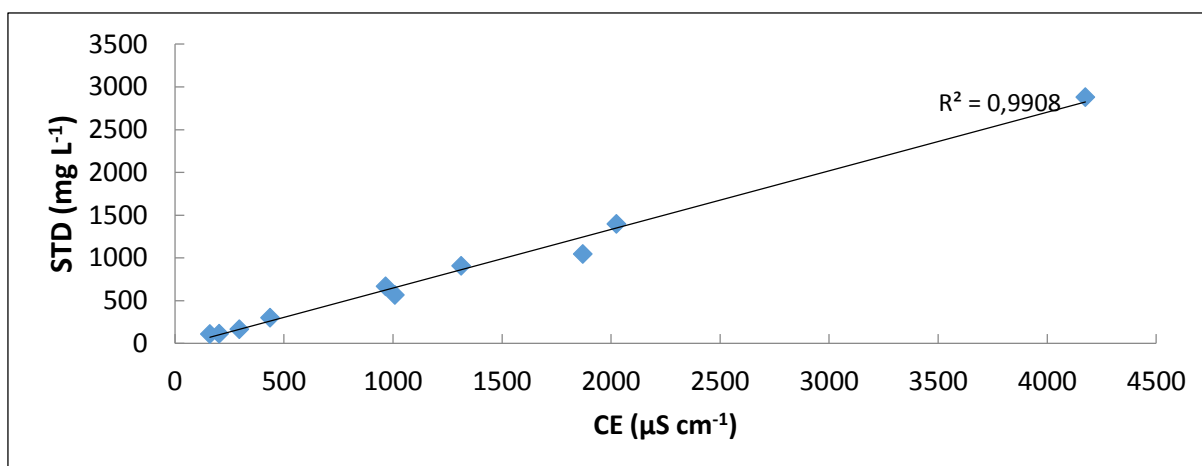
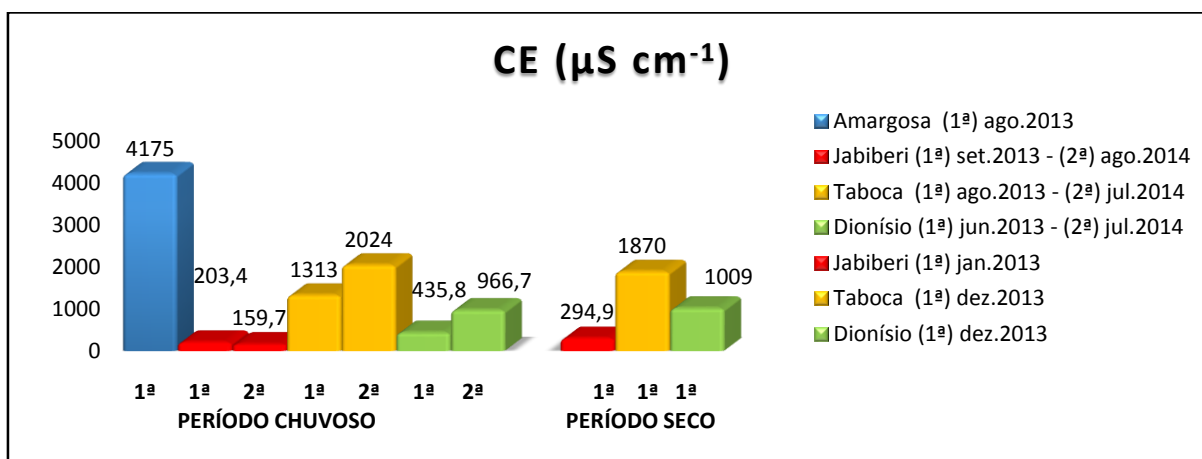


Figura 8. Concentração da Condutividade elétrica para os quatro reservatórios nos dois períodos estudados (seco e chuvoso).



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Valores acima de  $100 \mu\text{S cm}^{-1}$  foram identificados em todos os reservatórios estudados, tanto no período de estiagem quanto no de chuvas; assim, supõe-se que as atividades econômicas predominantes do entorno contribuam para o aporte de íons nas águas do reservatório por escoamento superficial em épocas de precipitações elevadas e, na época de seca devido à alta evaporação causada pelos fenômenos climáticos.

Diversos outros trabalhos mostram valores acima de  $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ , por exemplo, Von Sperling *et al.* (2004) ao estudarem o lago de Águas Claras, constataram a ocorrência de valores de condutividade elétrica um pouco mais elevados no período seco, levando em consideração a ausência do efeito diluidor das águas da chuva. Valores esses que ficaram abaixo de  $113 \mu\text{S/cm}^{-1}$  e que situam-se em uma faixa estreita e não se alterou significativamente ao longo do tempo de estudo. Buzelli e Cunha-Santino (2013) encontraram valor para CE, no período de estiagem de  $212 \pm 44,7 \mu\text{S cm}^{-1}$  e no período de chuvas o valor de  $142 \pm 0 \mu\text{S cm}^{-1}$ .

Souza *et al.* (2014) em um estudo no rio Almada, Sul da Bahia, quanto à condutividade elétrica, observaram uma mudança espaço-temporal nos resultados, sendo o maior valor encontrado no ponto localizado no município de Coaraci ( $175 \mu\text{S/cm}^{-1}$ ), no período menos chuvoso. Os autores colocam como possível causa o nível fluviométrico mais baixo nessa época e a maior carga de poluente para as águas do rio, elevando desta forma os teores de sais e matéria orgânica.

A variação que ocorre entre açudes em relação a períodos seco e chuvoso, também podem ser explicadas pelas condições do entorno dos reservatórios, pois segundo Merten e Minella (2002), em estudo sobre a qualidade da água em bacias rurais, a ocupação e uso dos solos pelas atividades agropecuárias alteram sensivelmente os processos biológicos, químicos e físicos dos sistemas naturais. Zamberlan (2007) também verificou esse efeito, visto que entre os 4 reservatórios estudados, o reservatório Área Nova, os seus resultados diferiram dos demais, devido ao tratamento dado ao entorno dos reservatórios, por sofrer contribuição direta da agropecuária.

No semiárido nordestino é fácil encontrar corpos d'águas com CE (salinização) elevada, principalmente no período seco devido à forte evaporação e falta de precipitação, a qual é concentrada em poucos meses, que segundo o IICA (2002), se concentra em apenas 3 a 5 meses.

Segundo Barbosa (2002), a alta demanda evaporativa, regime irregular das chuvas, déficit hídrico, entre outros e principalmente os solos da região não é difícil imaginar o quanto o Nordeste semiárido é vulnerável à salinização. Essa região apresenta uma intrincada relação entre fatores complexos, em termos de solo, clima e consequentemente qualidade e quantidade de água.

Dentre os trabalhos que apresentam águas com elevadas CE pode-se citar, Barreto e Garcia (2010) no açude Buri-Frei Paulo/SE, com valores de  $182,77$  a  $185,94 \mu\text{S/cm}^{-1}$  no período chuvoso, no entanto, no período seco as concentrações se elevaram variando entre  $607,10$  a  $621,40 \mu\text{S/cm}^{-1}$ . Araújo Neto *et al.* (2014a), os quais, encontraram valores de  $1,18 \text{ dS m}^{-1}$  ( $1180$

$\mu\text{S cm}^{-1}$ ) no grupo formados pelos reservatórios Castro e Pompeu Sobrinho, apresentando um processo de salinização.

Altos valores de condutividade elétrica podem causar prejuízos significativos quando as águas são utilizadas para irrigar às culturas menos tolerantes como observado por Katerji *et al.* (2004), estudando duas variedades de *Triticum durum*, uma tolerante e outra sensível à salinidade. No referido trabalho, foi administrada irrigação com diferentes concentrações de águas salinas onde se constatou queda substancial no rendimento de grãos à medida que a concentração de sais se elevava.

Lima e Garcia (2008) estudaram a qualidade da água do Açude do Cajueiro e a Barragem João Ferreira, e observaram que a condutividade obtida nas águas do açude variou entre 1,37 a 1,42  $\text{mS cm}^{-1}$  (1370 a 1420  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), na época de chuva e no período seco esteve entre 1,41 a 1,46  $\text{mS cm}^{-1}$  (1410 a 1460  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), mostrando que a água do açude possui um elevado teor de salinidade, sendo inadequada para solos com deficiência de drenagem, tendo seu emprego restrito à irrigação de plantas com boa tolerância a sais. No caso das águas da barragem, os valores variaram no período seco entre 0,44 e 0,45  $\text{mS cm}^{-1}$  (440 e 450  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) e no período chuvoso entre 0,39 e 0,40  $\text{mS cm}^{-1}$  (390 e 400  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), não havendo diferenças significativas entre os períodos e possuindo valores inferiores aos coletados no açude, sendo suas águas menos salinas. Uma das possíveis causas dessa diferença os autores colocam como sendo o tempo de residência menor que a barragem possui em relação ao açude.

Costa e Gheyi (1984) comentam que águas que apresentam  $\text{CE} > 0,75 \text{ dS m}^{-1}$  (750  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) podem apresentar concentrações do cloreto superiores a do bicarbonato. Este comportamento foi confirmado no presente estudo. Resultados semelhantes foram encontrados em estudos de águas superficiais no semiárido nordestino por Maia *et al.* (2001), Batista *et al.* (2008) e Arraes *et al.* (2009).

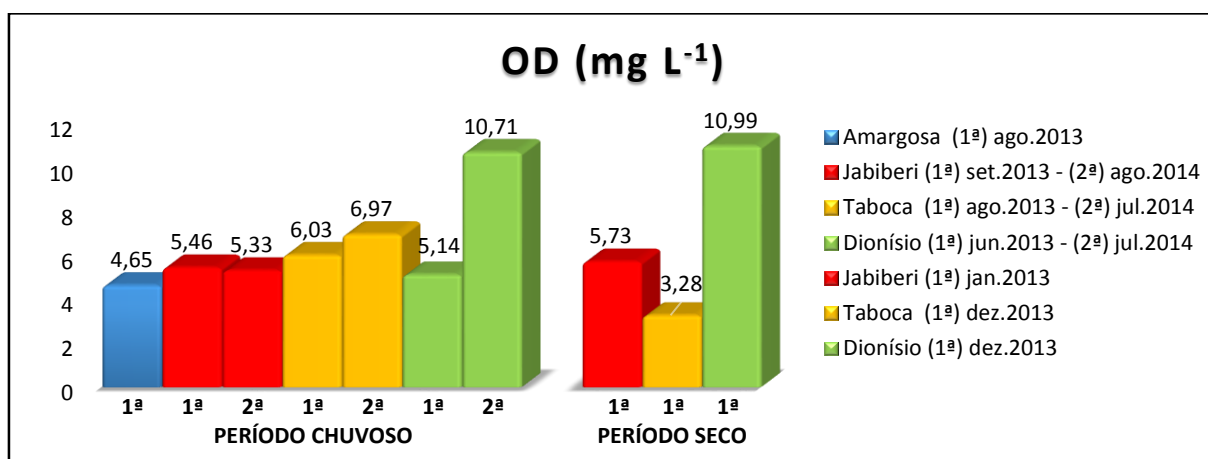
#### **5.4. Oxigênio Dissolvido**

A determinação do oxigênio dissolvido (OD) é parte fundamental da avaliação da qualidade da água, pois o oxigênio está envolvido ou influencia em quase todos os processos químicos e biológicos no corpo d'água. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas são, devido ao consumo pela decomposição da matéria orgânica (oxidação), trocas na atmosfera, respiração dos organismos aquáticos e oxidação dos íons metálicos, tais como ferro e manganês (PEDRAZZI *et al.*, 2013; CHAPMAN; KIMSTACH. 1996).

Concentrações abaixo de  $5 \text{ mg L}^{-1}$  pode afetar negativamente o funcionamento e sobrevivência das comunidades biológicas e abaixo de  $2 \text{ mg L}^{-1}$  pode levar à morte de peixes. A medição de OD pode ser usada para indicar o grau de poluição por matéria orgânica, a decomposição de substâncias orgânicas e o nível de autopurificação da água (CHAPMAN; KIMSTACH. 1996).

A Resolução nº 357 do Conama estabelece valor de  $\text{O}_2$  não inferior a  $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ , para Águas Doces Classe 2 e Águas Salobras. As variações das concentrações do oxigênio dissolvido ficaram na seguinte faixa: 4,65 a  $10,71 \text{ mg L}^{-1}$  no período chuvoso e 3,28 a  $10,99 \text{ mg L}^{-1}$  no período seco (Figura 9). Desse modo, o valor muito baixo foi registrado apenas na água de TB no período seco (S13) e no AG no período chuvoso (C13).

Figura 9. Variação das concentrações do oxigênio dissolvido na água dos quatro reservatórios nos dois períodos estudados (seco e chuvoso).



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Pedrazzi *et al.* (2013), obtiveram valores da concentração de OD no reservatório de Itupararanga/SP sempre superiores a  $5 \text{ mg L}^{-1}$ , em ambos os períodos de amostragem (seco e chuvoso). Contudo, os menores valores foram encontrados no período seco devido à decomposição da matéria orgânica do esgoto doméstico de Ibiúna.

Lima e Garcia (2008) ao analisarem a concentração de OD no Açude Cajueiro e na Barragem João Ferreira, em Sergipe, demonstraram que as concentrações de oxigênio dissolvido variaram entre  $0,89 \text{ mg L}^{-1}$  a  $10,22 \text{ mg L}^{-1}$ . Observaram que, os valores foram melhores na época seca em relação a chuvosa, sendo o açude Cajueiro classificado como classe 4 na época chuvosa e classe 3 na época seca. Já nas águas da barragem a classificação foi águas doces de classe 3, no período chuvoso e classe 1 no período seco.

Outro autor a pesquisar as águas represadas de Sergipe, foi Barreto (2009) nos açudes Buri-Frei Paulo e Carira. De acordo com os resultados, a concentração de OD variou de 5,17 a 5,88 mg L<sup>-1</sup> e 3,62 a 4,74 mg L<sup>-1</sup> no açude Buri-Frei Paulo, respectivamente nos períodos seco e chuvoso; já para o açude Carira, o OD variou de 6,20 a 8,70 mg L<sup>-1</sup> e 6,60 a 9,20 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente nos períodos seco e chuvoso. Observa-se que há uma melhora da qualidade da água quando compara o período seco com o chuvoso, principalmente no açude Buri-Frei Paulo, o qual no período seco se enquadra como classe 2, já no período de chuvas é enquadrado como classe 4. De acordo com o autor, isto se deve ao fato de que no período chuvoso o material em decomposição do solo é arrastado para o açude, devido a inexistência da mata ciliar, provocando desta forma a diminuição de OD do local.

O teor de oxigênio das águas naturais varia com a temperatura, salinidade, turbulência, atividade fotossintética das algas e pressão atmosférica. A solubilidade do oxigênio diminui à medida que a temperatura e salinidade aumentam (CHAPMAN; KIMSTACH, 1996). A relação inversa entre temperatura e oxigênio dissolvido é um processo natural, porque a água mais quente se torna mais facilmente saturada com oxigênio e pode conter menos oxigênio dissolvido (VAROL; SEN, 2009).

Varol *et al.* (2012) observou essa relação estudando 3 reservatórios na Turquia, onde se observou uma clara relação inversa entre a temperatura e oxigênio dissolvido, o que é atribuído ao efeito da sazonalidade, com valores acima de 7 e menores que 9,3 mg L<sup>-1</sup> no verão e, valores acima de 8,5 e menores que 11,0 mg L<sup>-1</sup> no inverno. Da mesma forma, Shrestha e Kazama (2007) observou uma maior concentração de OD (> 10 mg L<sup>-1</sup>) no período de inverno em relação ao verão (< 10 mg L<sup>-1</sup>), na bacia do rio Fuji, Japão.

Carvalho-Luna (2008) no açude Acauã/PB, observou a influência da temperatura sobre o teor de OD, visto que os níveis de OD no corpo hídrico correlacionou-se positivamente com a transparência e pluviosidade, explicando desta forma que quanto mais elevada for esta variável, menor será o teor de OD. De acordo com os autores, o período de maior índice pluviométrico na região ocasionou um maior fluxo dos rios e como consequência oxigenação da água no açude por ação mecânica.

Da mesma forma, Santos *et al.* (2011) cita que os maiores níveis de OD em seu estudo ocorreram durante o período seco e frio. Contudo, os autores citam que isso seja devido ao baixo tempo de residência da água no sistema e também pela adução promovida pela fotossíntese.

Ribeiro Filho (2006) encontrou um padrão sazonal na distribuição do valor do OD, com média de 8,2 mg L<sup>-1</sup>, sendo o máximo de 12,1 mg L<sup>-1</sup> no período de chuvas e mínimo de 6,7

mg L<sup>-1</sup> no período de verão no reservatório de Itaipu. Conforme o autor, o maior valor de OD pode estar associado ao grande desenvolvimento das algas, principalmente as cianobactérias; já o menor valor, ocorreu em março, devido à perda que a concentração deste gás sofre nos meses quentes, perda esta, sendo para a atmosfera e aumento do metabolismo do ambiente.

Buzelli e Cunha-Santino (2013) no reservatório Barra Bonita/SP, encontraram concentração de oxigênio dissolvido analisada *in situ* de 10,3 mg L<sup>-1</sup> no período de estiagem e 10,55 mg L<sup>-1</sup> no período de chuvas, sendo o reservatório enquadrado na Classe 1, tanto no período de estiagem quanto no período de chuvas, visto que, o limite inferior para classe 1 é de 6 mg L<sup>-1</sup>, indicando que o mesmo, apesar de ser um ambiente lântico, apresenta boa oxigenação de suas águas. De acordo com os autores, a oxigenação elevada do reservatório no inverno relacionou-se à queda da temperatura. Já no verão, a alta concentração de OD foi decorrente da intensa atividade primária (clorofila-*a* = 87,6 µg L<sup>-1</sup>), liberando quantidades significativas do oxigênio na água.

Fato também observado por Santos *et al.* (2011), ao estudarem as alterações espaciais e temporais de variáveis limnológicas do reservatório do Monjolinho, encontraram valores mais altos de OD no período com temperatura mais frias num ponto a montante do reservatório. Contudo, a concentração de OD num ponto localizado na barragem os valores foram maiores durante os períodos de seca (junho a agosto/07 e maio a agosto/08). Os autores atribuem isso, devido ao ambiente, por apresentar características lânticas, admite maior atividade fotossintética, incrementando assim as concentrações de OD.

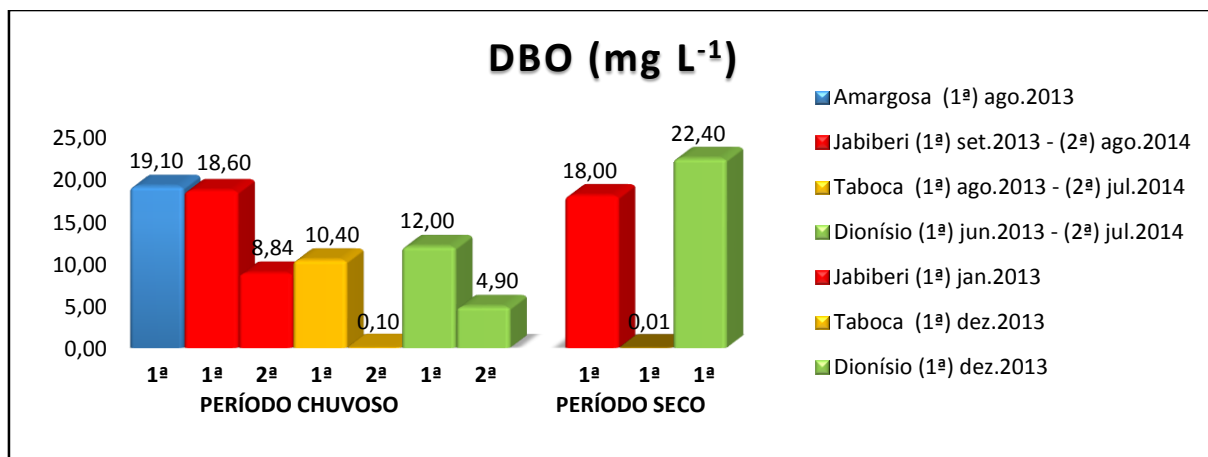
### **5.5. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)**

A DBO<sub>5</sub> é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumida durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias em uma temperatura de incubação de 20°C é frequentemente usado e referido como DBO (CETESB, 2009).

A DBO<sub>5</sub> expressa a presença de matéria orgânica oxidável biologicamente, constitui-se em importante indicador de qualidade das águas naturais, corresponde à quantidade de oxigênio que é consumida pelos microrganismos do esgoto ou águas poluídas, na oxidação biológica, quando mantida a uma dada temperatura por um espaço de tempo convencional. Essa demanda pode ser suficientemente grande, para consumir todo o oxigênio dissolvido da água, o que condiciona a morte de todos os organismos aeróbios de respiração subaquática (ESTEVES, 2011; CETESB, 2009).

As variações das concentrações do  $\text{DBO}_5$  ficaram na seguinte faixa:  $<0,01$  a  $19,10 \text{ mg L}^{-1}$  no Taboca e Amargosa, respectivamente, no período chuvoso e  $0,01$  a  $22,40 \text{ mg L}^{-1}$  no Taboca e Dionísio, respectivamente, no período seco (Figura 10).

Figura 10. Variação dos valores da DBO nas águas dos quatro reservatórios nos dois períodos estudados.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Como pode ser observado, altos valores de DBO foram encontrando nas duas coletas, tanto no período seco como no período chuvoso, com exceção do reservatório TB (S13) e (C14) e, o DM (C14), caracterizando desta forma um alto consumo de OD para degradar a matéria orgânica.

Olhando os resultados da concentração de OD do presente trabalho, vemos que somente o AG (C13) e TB (S13) apresentaram concentrações de OD menores que  $5 \text{ mg L}^{-1}$ , contudo somente o DM (C14) e o TB (S13, C14), mostraram uma concentração de DBO baixa.

De acordo com o Flauzino (2008), os valores de oxigênio dissolvidos possuem relação inversa aos valores de  $\text{DBO}_5$ , visto que, quanto maior os valores de DBO, menores serão os valores de oxigênio dissolvido. Esse fato é observado nos resultados encontrados neste estudo.

## 5.6. Cor e Turbidez

A cor e a turbidez da água influenciam na profundidade de penetração da luz e, portanto na taxa de fotossíntese das algas presentes no ambiente.

A cor verdadeira pode ser de origem natural, resultante da presença de substâncias húmicas e/ou compostos inorgânicos de ferro e manganês. Adiciona-se ainda a influência da coloração, despejos industriais, como curtumes, tecelagens, tinturarias e esgotos domésticos, se as águas forem represadas.

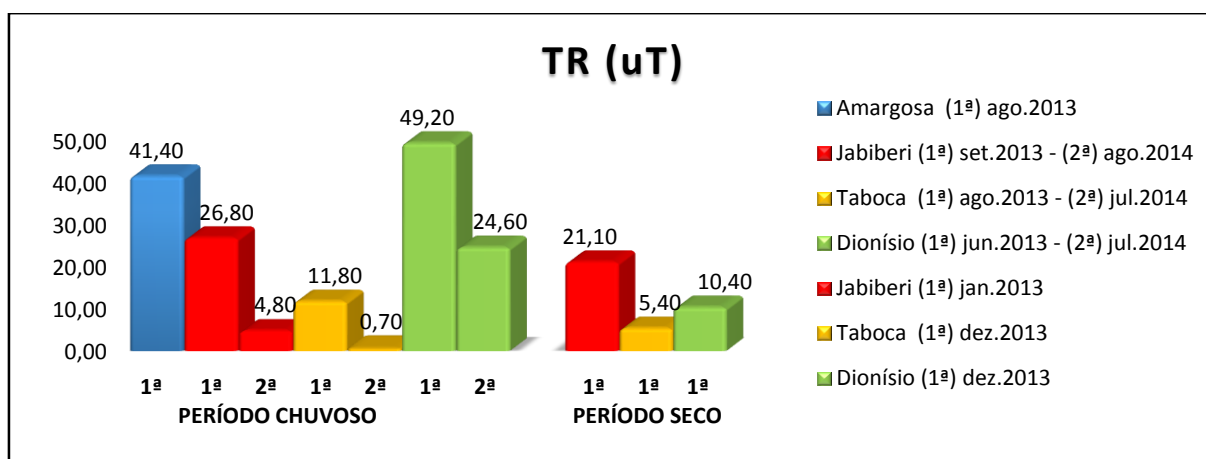


Esse parâmetro adquiriu maior importância a partir da década de 1970, após confirmação de formação de produtos potencialmente cancerígenos (trihalometanos – THM), como consequência do uso de águas coloridas para o abastecimento humano (LIBÂNIO, 2005).

A turbidez está associada a presença de partículas em suspensão (siler, argila, sílica, colóides), matéria orgânica e inorgânica finamente divididas, organismos microscópicos e algas. A origem desses materiais pode ser o solo (quando não há mata ciliar); a mineração (como a retirada de areia ou a exploração de argila); as indústrias; ou o esgoto doméstico, lançado no manancial sem tratamento. Esses materiais se apresentam em tamanhos diferentes, variando desde partículas maiores ( $> 1 \mu\text{m}$ ), até as que permanecem em suspensão por muito tempo, como é o caso das partículas coloidais (com diâmetro entre  $10^{-4}$  a  $10^{-6} \text{ cm}^{-1}$ ). As águas de lagos, lagoas, açudes e represas apresentam, em geral, baixa turbidez, porém, é muito variável em função de eventos chuvosos, devido ao aporte do material particulado pelo escoamento superficial e pelo fluxo do rio.

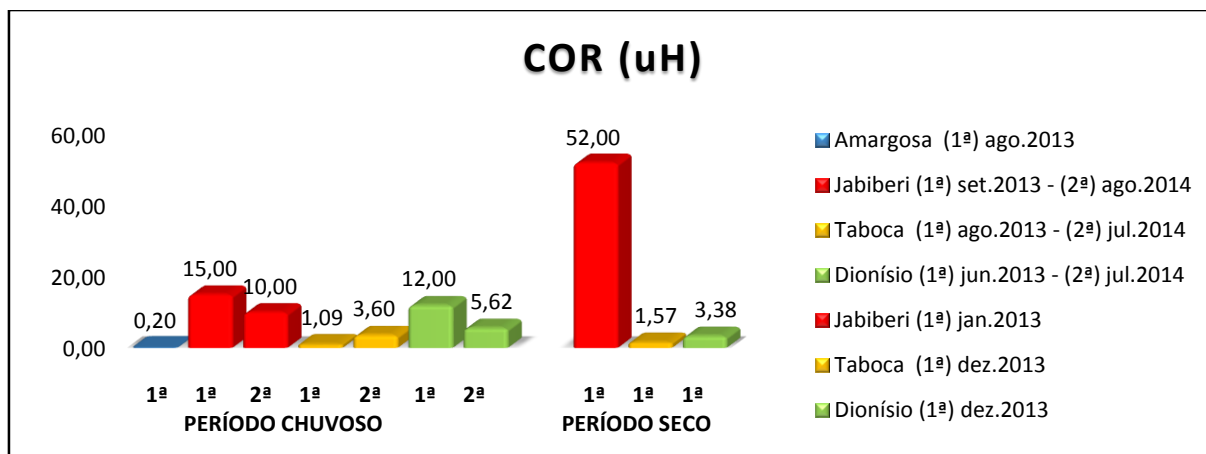
A turbidez da água foi mais elevada na primeira coleta do período chuvoso (C13), contudo, os menores valores também foram encontrados no período chuvoso da segunda coleta (C14), enquanto a cor mostrou resultados mais elevados no período seco para JB (S13). Assim, pode-se ver que a sazonalidade notadamente interfere na turbidez (Figura 11 e 12).

Figura 11. Variação da turbidez das águas para os quatro reservatórios nos dois períodos estudados.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Figura 12. Variação da cor das águas para os quatro reservatórios nos dois períodos estudados.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Rocha *et al.* (2014) estudando as alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora encontraram uma média de 30,21 (uH) no período seco, e média de 56,49 (uH) no período chuvoso.

Silva *et al.* (2009) estudando a qualidade da água do reservatório da usina hidrelétrica (UHE) de Peti/MG, observaram que os valores de Cor tiveram um aumento na estação chuvosa quando comparada com a estação seca, com uma variação de 20 a 35 uC no período seco e 25 a 400 uC na estação de chuvas. Os autores lembram que a cor pode ser produzida em um reservatório por deterioração da matéria orgânica, introduzida ou biomassa algal; é preciso também lembrar que, tendo sido medida a cor aparente, os resultados têm influência de turbidez, já que a amostra não foi centrifugada e possuía partículas coloidais e suspensas.

Vasconcelos e Souza (2011) nas águas do manancial Utinga, Belém, encontraram valores de cor com mínimo de 32,50 uH e máximo de 111,63 uH, tendo o valor máximo no início da estação chuvosa em 2009, e de acordo com os autores a cor foi influenciada diretamente pelas elevações da variável turbidez, a qual teve como valor máximo registrado de 25,51 UNT em janeiro de 2009 (chuvoso) e o mínimo de 3,36 UNT em agosto de 2008 (seco).

A turbidez de acordo com Barreto (1999), tem como possível causa para o seu aumento o revolvimento dos sedimentos de fundo e o carreamento de material alóctone para o corpo d'água, em geral, em épocas de precipitação. Partindo desta premissa, podemos observar os resultados de Souza *et al.* (2014) que encontraram valores de turbidez com variação temporal significativa ( $p < 0,05$ ). De acordo com os autores, os maiores valores foram identificados quando as chuvas que antecederam os dias de coleta contribuíram para o carreamento de material para o rio, diminuindo assim a transparência da água. Da mesma forma, o resultado

encontrado por Santos *et al.* (2011), no reservatório Gavião, com valor médio de 11,92 UNT no ponto a montante da barragem do reservatório, no entanto, o valor chegou a 43,2 UNT no final do verão, período de precipitação.

Lima e Garcia (2008) no açude do Cajueiro e na barragem João Ferreira, observaram valores da turbidez nas águas do açude na época chuvosa, variando entre 17,8 a 26,8 NTU e na barragem, também nesta mesma época, variaram de 43,7 e 66,5 NTU. Já no período seco os valores decresceram nos dois corpos d'água: no açude estiveram entre 10,30 e 23,60 NTU e na barragem entre 19,70 e 21,70 NTU. Conforme os autores, no período seco a quantidade de chuvas é menor, refletindo em uma quantidade menor de partículas carregadas para as águas, diminuindo assim os valores da turbidez.

Buzelli e Cunha-Santino (2013) estudando a qualidade da água no reservatório de Barra Bonita, observaram valores de turbidez na estiagem de  $14,76 \pm 0,97$  UNT e nas chuvas de  $41,26 \pm 5,54$  UNT. Em relação ao reservatório de Barra Bonita, diversos outros pesquisadores o estudaram e encontraram valores de turbidez com variações de 7,43 UNT (estiagem) a 58,05 UNT (chuvas) encontradas por Cavenaghi *et al.* (2003); Panhota e Bianchini Jr. (2003) encontraram uma variação de  $7,24 \pm 7,32$  UNT (estiagem) a  $11,4 \pm 4,34$  UNT (chuvas).

Ribeiro Filho (2006) ao analisar o impacto da biomassa pesqueira nas comunidades planctônicas no reservatório Itaipu, observou que os maiores valores de turbidez ocorreram em períodos que houve chuvas.

Segundo Chapman e Kimstach (1992), em períodos de estiagem é possível também a ocorrência de turbidez elevada; nesse caso, frequentemente em função da intervenção antrópica (por exemplo, despejos de esgotos), quando o aumento dos níveis de turbidez decorre da poluição de corpos d'água com incrementos nas concentrações de matéria orgânica, ou devido a taxa de decomposição de material clorofilado, que é maior nos meses mais quentes do ano, devido a aceleração do metabolismo dos organismos que participam do processo de autodepuração natural dos corpos de água (MUCCI *et al.*, 2004).

Parron *et al.* (2007), encontraram valores mais elevados no período seco em relação ao chuvoso, ficando com média de  $37,7 \pm 9,0$  NTU a  $28,7 \pm 8,9$  NTU, respectivamente nos períodos de seca e chuvoso em 36 reservatórios da bacia hidrográfica do rio preto, médio rio São Francisco. De acordo com Carvalho-Luna (2008) muito embora as chuvas contribuam com o aumento da turbidez, através do aporte de material alóctone para o açude e consequentemente com a diminuição da transparência da água, pode-se ter um aumento da transparência nesse período de chuvas, visto que em seu trabalho sobre as características espaço-temporais do sistema do Açude Acauã-PB, os resultados para o mês de junho de 2006, período de chuvas, os

valores de transparência foram os maiores (2,70m), o que confirma o fato de que com o aumento da precipitação de chuva, os componentes suspensos na coluna de água se apresentam diluídos. Fato explicado pela correlação positiva entre o volume do reservatório e a transparência da água.

### 5.7. Dureza e Alcalinidade

A dureza da água está associada à presença, principalmente, de sais de cálcio, magnésio e bicarbonato, mas conta também com a contribuição de íons polivalentes como ferro e manganês. A origem natural desses elementos vem da dissolução de minerais, solos e rochas. De acordo com a concentração de  $\text{CaCO}_3/\text{L}^{-1}$  a água recebe uma classificação do estado de sua dureza, como pode ser observado na tabela 4, descrita por Macêdo (2002):

Tabela 4. Classificação da água quanto a dureza.

<b>Classificação</b>	<b>mg de <math>\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}</math></b>
Água mole	< 50
Água branda	50 – 150
Água dura	150 – 300
Água muito dura	> 300

Fonte: Macêdo (2002)

De acordo com Ruas (2006), a alcalinidade é a quantidade de íons presentes na água que reagirão para neutralizar os íons hidrogênio, sendo uma medida da capacidade da água de neutralizar ácidos. É uma indicação do conteúdo de carbonato, bicarbonato e hidróxido. A distribuição destes constituintes na água é função do pH, conforme apresentado na Tabela 5.

Tabela 5. Variação das formas de  $\text{CO}_2$  com pH, em percentagem

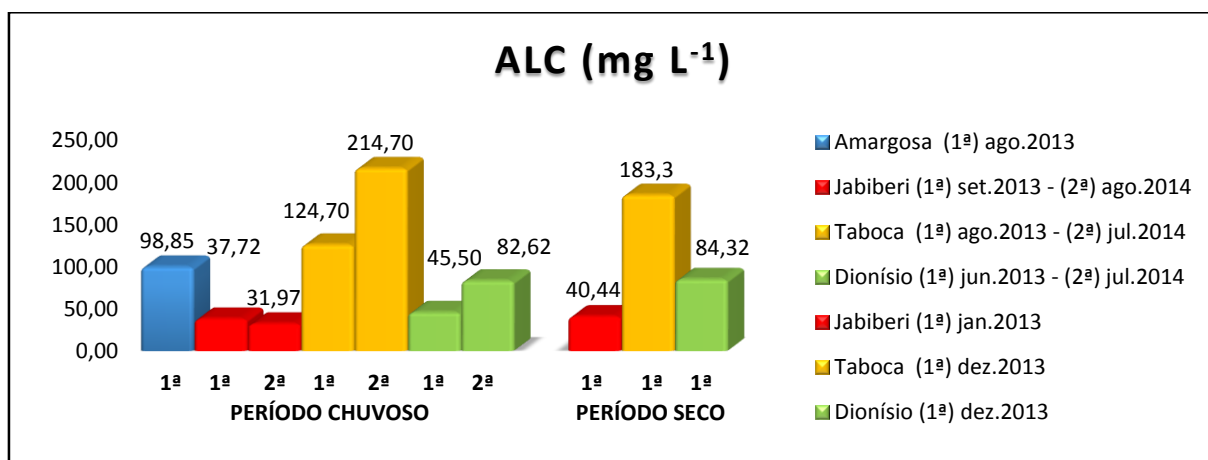
<b>FORMAS DE <math>\text{CO}_2</math></b>			
<b>pH</b>	<b>Livre</b>	<b>Bicarbonatos</b>	<b>Carbonatos</b>
<b>4</b>	99,5	0,5	-
<b>5</b>	95,4	4,6	-
<b>6</b>	67,7	32,2	-
<b>7</b>	17,3	82,7	-
<b>8</b>	2,0	97,4	0,6
<b>8,3</b>	1,0	97,8	1,2
<b>9</b>	0,2	94,1	5,7
<b>10</b>	-	62,5	37,5
<b>11</b>	-	14,3	85,7

Fonte: Water Quality Surveys – UNESCO – WHO (apud Marques, 1993)

A alcalinidade é influenciada pelos sólidos oriundos da dissolução de rochas e da reação do gás carbônico da atmosfera ou da decomposição da matéria orgânica na água e pelos despejos industriais. Em épocas de chuvas, o aumento da vazão tende a diminuir os valores de alcalinidade, em consequência da diluição da concentração dos íons bicarbonatos e carbonato (RUAS, 2006).

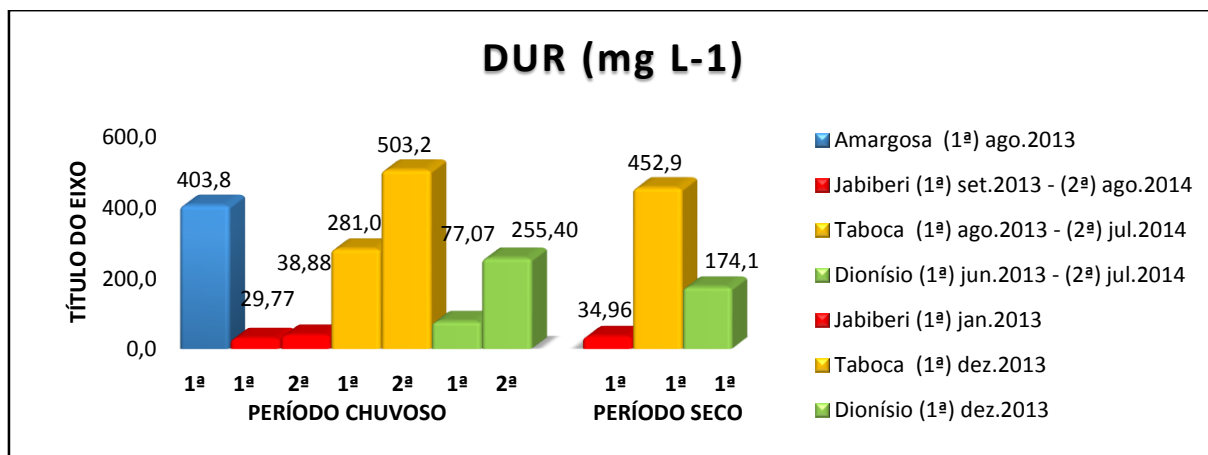
No período estudado, a alcalinidade variou de 31,97 a 214,70 mg L<sup>-1</sup>, no período chuvoso em JB (C14) e TB (C13), respectivamente; já no período seco os valores variaram de 40,44 a 183,3 mg L<sup>-1</sup>, no JB (S13) e TB (S13), respectivamente (Figura 13). A dureza variou de 29,77 a 503,20 mg L<sup>-1</sup>, no período chuvoso em JB (C13) e TB (C14), respectivamente; no período seco houve uma variação entre 34,96 a 452,9 mg L<sup>-1</sup> em JB (S13) e TB (S13), respectivamente (Figura 14). Os valores da primeira coleta foram mais elevados no período seco, para ambas as variáveis, contudo, na segunda coleta, os valores da dureza no período chuvoso foram mais altos que os valores da primeira coleta do período seco.

Figura 13. Variação da Alcalinidade das águas para os quatro reservatórios nos dois períodos estudados.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Figura 14. Variação da Dureza das águas para os quatro reservatórios nos dois períodos estudados.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Zamberlan (2007) ao estudar 4 reservatórios na cidade de Santa Maria/RS, observou que não ocorreram diferenças significativas quanto a dureza, contudo, observou-se que os valores foram um pouco superiores no período em que os açudes estavam com baixo volume de água. Contudo, os resultados dos valores médios de dureza expressos em carbonato de cálcio nos diferentes açudes, verificou que houve variação significativa entre os açudes. O açude da Área Nova teve o maior valor médio com 38,02 mg L<sup>-1</sup>; o açude dos Solos obteve valor médio de 20,99 mg L<sup>-1</sup>; o da Várzea e da Madame não diferiram entre si obtendo os valores de 15,22 e 15,15 mg L<sup>-1</sup> respectivamente. A resposta para os valores obtidos no açude da Área Nova e dos Solos está justamente nas condições do entorno dos reservatórios. E, conforme a classificação da dureza da água, os reservatórios são classificados como águas moles.

Rocha *et al.*, (2014) estudando as alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora, utilizando um conjunto de dados referente aos anos de 2006 a 2012, observaram uma pequena diferença sazonal para a dureza total, com média de 8,97 mg L<sup>-1</sup> no período chuvoso e 8,31 mg L<sup>-1</sup> no período seco. Já a alcalinidade, os valores tiveram uma média maior no período seco em relação ao chuvoso, com valores de 10,77 e 9,75 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente no período seco e chuvoso.

Lima e Garcia (2008) caracterizaram as águas do açude Cajueiro, de acordo com os resultados obtidos, como sendo predominantemente “muito duras”; já no caso da barragem João Ferreira os valores foram menores, sendo classificadas como águas de “dureza moderada”, no período chuvoso. No período seco, houve considerável aumento nos valores, alterando a classificação da água da barragem para “dura”, fato atribuído a diminuição do volume do reservatório.

Da mesma forma, Barreto e Garcia (2010) no açude Buri-Frei Paulo/SE, encontraram valores mais elevados na época seca para os valores de dureza, variando de 155,6 a 165,7 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>, no período seco e de 116,3 a 134,9 mg L<sup>-1</sup>, no período chuvoso. Mesma tendência, se mostraram os valores de alcalinidade os quais foram maiores no período seco, variando de 88,3 a 176,6 mg L<sup>-1</sup> e de 13,2 a 13,8 mg L<sup>-1</sup>, no período seco e chuvoso, respectivamente.

Barreto (2009) encontrou valores de Dureza muito alto no açude Carira, em Sergipe, com valores variando entre 4919,6 a 5120,0 mg L<sup>-1</sup> no período seco, e 4743,0 a 5022,0 mg L<sup>-1</sup> no período chuvoso. Em relação a alcalinidade, o autor encontrou valores de 111,6 a 360,5 mg L<sup>-1</sup> no período seco, e uma redução no período chuvoso, variando entre 17,5 a 18,0 mg L<sup>-1</sup>. O uso dessas águas com elevado valor de dureza pode trazer diversos prejuízos, tais como, entupimento, incrustações em tubulações e não formação de espumas ao utilizar sabões ou detergentes.

Bufon e Landim (2008) encontraram valores baixos de alcalinidade na barragem velha de Pirassununga/SP, os quais não tiveram uma diferença significativa quando comparado a estação seca com chuvosa, ficando com média de 8,833 mg L<sup>-1</sup> no período seco e 8,667 mg L<sup>-1</sup> no período de chuvas. Varol *et al* (2012) observaram uma diminuição das concentrações médias de dureza total e alcalinidade total de inverno para verão seguido por um aumento no outono. Isto é devido à acumulação dos íons maiores (tais como bicarbonato, cloreto, sulfato, cálcio e sódio) em águas mais profundas durante a estagnação do verão.

## 5.8. Íons Maiores

Os íons maiores são, predominantemente, constituintes derivados de sais minerais dissolvidos na água. As suas concentrações são governadas por fatores geoquímicos, propriedades da base de drenagem, tipo de solo, condições climáticas, despejos urbanos e industriais. A composição química da água pode sofrer variações significativas devido a interações e/ou precipitações química, adsorção ou troca iônica e ação direta ou indireta da atividade humana. Os íons maiores ocorrem numa concentração  $\geq 1$  mg L<sup>-1</sup> e na água são formados por: Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> e/ou CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>.

A composição iônica principal do açude AG revelou o seguinte padrão de dominância: Na<sup>+</sup> > Ca<sup>2+</sup> > K<sup>+</sup> > Mg<sup>2+</sup> ∴ Cl<sup>-</sup> > HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> > SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Como dito anteriormente, o AG foi observado apenas no período de chuvas (C13).

No período chuvoso (C13) os valores da primeira coleta, nos açudes JB e TB apresentaram o mesmo padrão de dominância iônica:  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ :: \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^-$ , já o DM apresentou dominância iônica similar ao JB e TB, com dominância do  $\text{Cl}^-$  em relação ao  $\text{HCO}_3^-$ , ficando com a seguinte dominância:  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ :: \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$ . No período seco (S13), os três açudes amostrados apresentaram o mesmo padrão de dominância iônica:  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ :: \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$ .

Sazonalmente, houve apenas diferença no padrão de dominância iônica entre os períodos seco (S13) e chuvoso (C13) no reservatório do JB com dominância do  $\text{HCO}_3^-$ , no período chuvoso (C13), já no período seco a predominância foi do  $\text{Cl}^-$ .

Os valores da concentração dos íons maiores sempre foram maiores no período seco (S13) em relação ao período chuvoso (C13), com exceção do  $\text{K}^+$  e  $\text{SO}_4^-$  no reservatório Tabocas, que foram superiores no período chuvoso em relação ao período seco.

Para a coleta do período chuvoso (C14) o padrão de dominância para os reservatórios TB e DM seguiram a mesma dominância da coleta do período chuvoso (C13). Contudo, o reservatório JB na coleta do período chuvoso (C14) houve uma mudança de dominância, com um aumento do  $\text{Cl}^-$ , ficando maior que a concentração do  $\text{HCO}_3^-$ . Portanto, a dominância se estabeleceu da seguinte forma,  $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ :: \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$ .

Freire (2007), estudando os açudes Pacajus e Gavião, observou um aumento da concentração das cargas iônicas em dois períodos por duas fontes diferentes, o primeiro, no início do período de aumento gradual do nível d'água, devido as cargas dos afluentes com os principais tributários conferindo um enriquecimento das águas armazenadas. Após essa fase, correspondente ao início do período de chuvas, o efeito de diluição tornou-se preponderante, já que os deflúvios crescentes assumiram maior importância em relação a entrada de sais. E segundo, o aumento gradual da força iônica das águas dos reservatórios deveu-se, predominantemente, ao processo de concentração evaporativa, junto com o tempo de residência. Tendo uma dominância iônica:  $\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} :: \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$ , para o reservatório Pacajus e,  $\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} \approx \text{CO}_3^{2-} :: \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$ , para o reservatório Gavião

Arraes *et al.* (2009) estudando a qualidade da água da bacia do Curu, observaram que os elementos que apresentaram maior peso na determinação da condutividade foram os íons  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  e o  $\text{Cl}^-$  para parte alta da bacia, enquanto que a parte baixa da bacia apenas os íons  $\text{Cl}^-$  e o  $\text{HCO}_3^-$  foram os de maiores pesos.

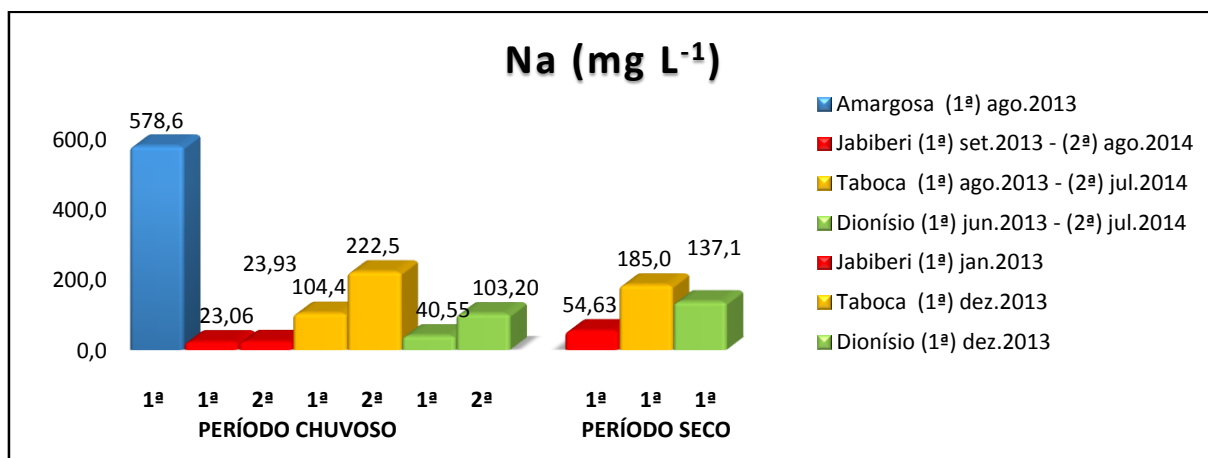


### 5.8.1. Sódio

O sódio é um dos elementos mais abundantes na terra e seus sais são muito solúveis, por isso, toda água natural contém sódio. Em águas superficiais naturais as concentrações de sódio, em geral, estão bem abaixo de  $50 \text{ mg L}^{-1}$  (GARCIA; ALVES, 2006; CHAPMAN; KIMSTACH, 1996).

A concentração de sódio variou de 23,06 a 578,6  $\text{mg L}^{-1}$ ; as menores concentrações foram observadas no JB e DM no período chuvoso e as maiores concentrações no AG no período chuvoso e no TB no período seco e na segunda coleta do período chuvoso (Figura 15). Conforme os valores, apenas o DM no período chuvoso e JB em ambos os períodos estão de acordo com os valores apresentados por Garcia e Alves (2006).

Figura 15. Variações das concentrações do sódio na água dos quatro reservatórios nos dois períodos estudados.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

O aumento dos níveis de sódio na água está associado, principalmente, por atividades antrópicas como descargas de esgotos e efluentes industriais, como também por pastagens e agricultura, com a precipitação ocorre o carreamento dos fertilizantes para os corpos d'água. Nas áreas litorâneas, a intrusão de águas marinhas pode também resultar em níveis mais altos.

A influência de atividades antrópicas é descrita por Ballester *et al.* (2003) na bacia do rio Ji-Paraná, e Sales (2010) no reservatório de Tucuruí, o qual encontrou um aumento de 78,7% no período seco em relação ao período chuvoso.

Devido a diminuição das águas no período seco e uma maior concentração de sais de Sódio em menos água, pode-se ter um aumento dos níveis de sódio, como descrito por Barreto e Garcia (2010) os quais, estudando o açude Buri-Frei Paulo/SE, encontraram uma

concentração de Sódio variando na época seca de 78,44 a 85,39 mg L<sup>-1</sup> e no período chuvoso de 14,10 a 14,20 mg L<sup>-1</sup>.

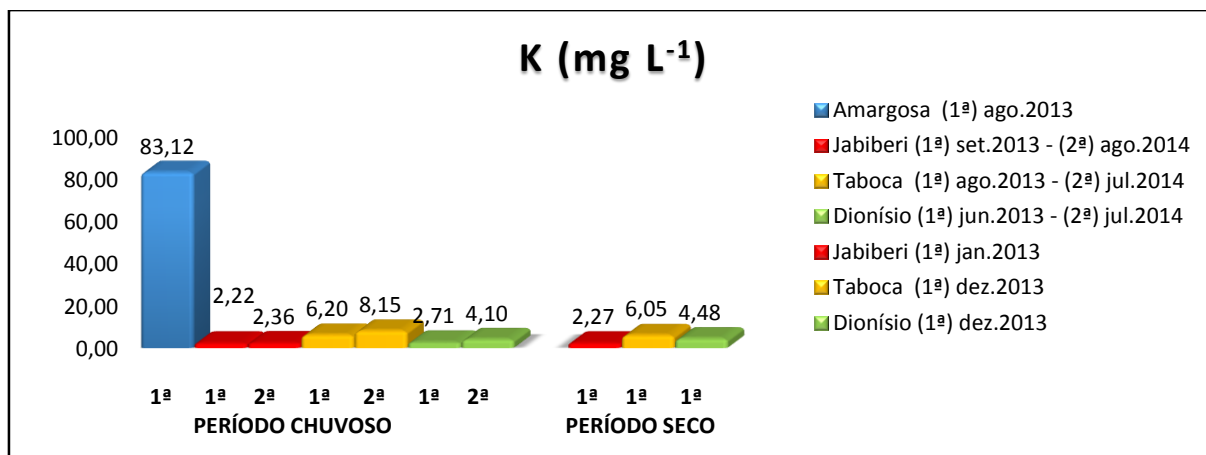
Barreto (2009), observou alto valores de sódio no açude Carira/SE, com valores de 2.576,00 mg L<sup>-1</sup> a 2.667,71 mg L<sup>-1</sup> no período seco e valores de 1.206,00 a 1.267,20 mg L<sup>-1</sup> no período chuvoso. De acordo com o autor, estas águas se mostram muito salinizadas. Os valores das amostras de Lima e Garcia (2008) no período chuvoso, variaram de 20 mg L<sup>-1</sup> a 21 mg L<sup>-1</sup> e 33 mg L<sup>-1</sup> a 38 mg L<sup>-1</sup> nas águas do açude Cajueiro e nas águas da barragem João Ferreira, respectivamente. Já na época seca, houve uma elevação considerável dos valores de sódio, ficando entre 300,00 mg L<sup>-1</sup> e 420,00 mg L<sup>-1</sup>. Os autores citam que esses valores baixos no período chuvoso foram devidos ocorrer o processo de “sangramento”, ou seja, saída constante da água, que se renova por precipitação. Parron *et al.* (2007) encontraram valores com média de 1,5 mg L<sup>-1</sup> no período seco e 0,9 mg L<sup>-1</sup> no período chuvoso.

### 5.8.2. Potássio

Em geral as águas naturais têm baixos valores de potássio, pois as rochas que contêm potássio são relativamente resistentes ao intemperismo. Suas fontes podem ser de origem predominante geoquímica e pelas precipitações atmosféricas. Por outro lado, sais de potássio são usualmente usados na indústria e em fertilizantes para agricultura. O potássio é pronto para ser incorporado em estruturas minerais e acumulado pela biota aquática, pois é um elemento nutricional essencial. Concentrações em águas naturais são usualmente menores que 10 mg L<sup>-1</sup>. Concentrações elevadas, da ordem de grandeza de 100 e 25.000 mg L<sup>-1</sup>, podem indicar a ocorrência de fontes quentes e salmouras, respectivamente (CETESB, 2009).

As concentrações de potássio, com exceção do AG (83,12 mg L<sup>-1</sup>), ficaram abaixo de 8,15 mg L<sup>-1</sup>. No período seco a concentração de potássio foi maior nos reservatórios de DM e TB. O reservatório TB teve sua concentração maior no período chuvoso (Figura 16).

Figura 16. Variações das concentrações do potássio na água dos quatro açudes nos períodos secam e chuvoso.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Conceição *et al.* (2010) observaram correlações significativas entre  $\text{HCO}_3^-$  e K ( $r = 0.71$ ,  $P \leq 0.001$ ) e, entre Ca e K ( $r = 0.72$ ,  $P \leq 0.001$ ). Mostrando que  $\text{HCO}_3^-$ , Ca, e Mg são pelo menos parcialmente introduzidos nas águas pluviais provenientes da dissolução de partículas atmosféricas, após a sua libertação a partir de minerais provenientes do solo.

A tendência de valores mais altos no período seco foi vista por Barreto e Garcia (2010), que encontraram valores no açude Buri-Frei Paulo/SE, variando na época seca de  $14,20 \text{ mg L}^{-1}$  a  $14,45 \text{ mg L}^{-1}$  e no período chuvoso de  $7,50 \text{ mg L}^{-1}$  a  $7,60 \text{ mg L}^{-1}$ . Garcia *et al.* (2007) no período de estudo realizado na barragem Jacarecica, no estado de Sergipe, encontraram variação da concentração de potássio que ficou entre  $5,00$  a  $11,20 \text{ mg L}^{-1}$ , sendo que as maiores concentrações ficaram nos meses referentes a estação seca.

Barreto (2009) no açude Carira/SE, encontrou valores um pouco maiores na estação seca oscilando entre  $29,65$  a  $30,67 \text{ mg L}^{-1}$  e valores de  $23,00$  a  $24,80 \text{ mg L}^{-1}$  no período chuvoso.

Lima e Garcia (2008) observaram que as concentrações de potássio ficaram abaixo de  $8,0 \text{ mg L}^{-1}$  em todas as estações na época de chuva. Entretanto, na época seca os valores sofreram um elevado aumento, variando entre  $80,00$  a  $180,00 \text{ mg L}^{-1}$  para a água do açude Cajueiro.

Valores mais altos de potássio no período chuvoso como o encontrado no TB, também foi observado por Parron *et al.* (2007), nos reservatórios da bacia do Rio Preto, no médio São Francisco, seus valores médios foram de  $1,5 \text{ mg L}^{-1}$  no período seco e  $1,9 \text{ mg L}^{-1}$  no período chuvoso. Sales (2010) encontrou na estação chuvosa um valor médio de  $1,82 \text{ mg L}^{-1}$  no reservatório de Tucuruí.

Zamberlan (2007) encontrou nível de potássio superior no período chuvoso em relação ao período seco e diferença entre os reservatórios da Área Nova, Solos, Madame e Várzea. De

acordo com o autor tais diferenças entre os açudes podem ser explicadas pelos diferentes manejos das áreas de entorno. Visto que, na área onde se encontra inserido o açude da Várzea ( $K^+ = 0,6 \text{ mg L}^{-1}$  e  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ ), ocorre uma boa cobertura vegetal com matos de pinus e eucalipto e ausência de criação de animais e lavouras próximas, o que contribui para uma melhor qualidade nos níveis deste íon. Fato contrário observado no reservatório da Área Nova ( $K^+ = 6,5 \text{ mg L}^{-1}$  e  $8,0 \text{ mg L}^{-1}$ ) onde predominam as criações de bovinos, lavouras e pastagens que são sempre adubadas no momento de sua implantação. Já para a diferença entre os períodos, os maiores níveis de potássio foram observados no momento posteriormente à precipitação, provavelmente devido ao efluente proveniente da enxurrada contribuindo significativamente para o aumento das concentrações de íons potássio.

Gonçalves *et al.* (2005), estudando a qualidade da água do Arroio Lino, corrobora, afirmando que o acréscimo de concentração de potássio na água relaciona-se com as precipitações que ocorreram em dias anteriores.

### 5.8.3. Cálcio e Magnésio

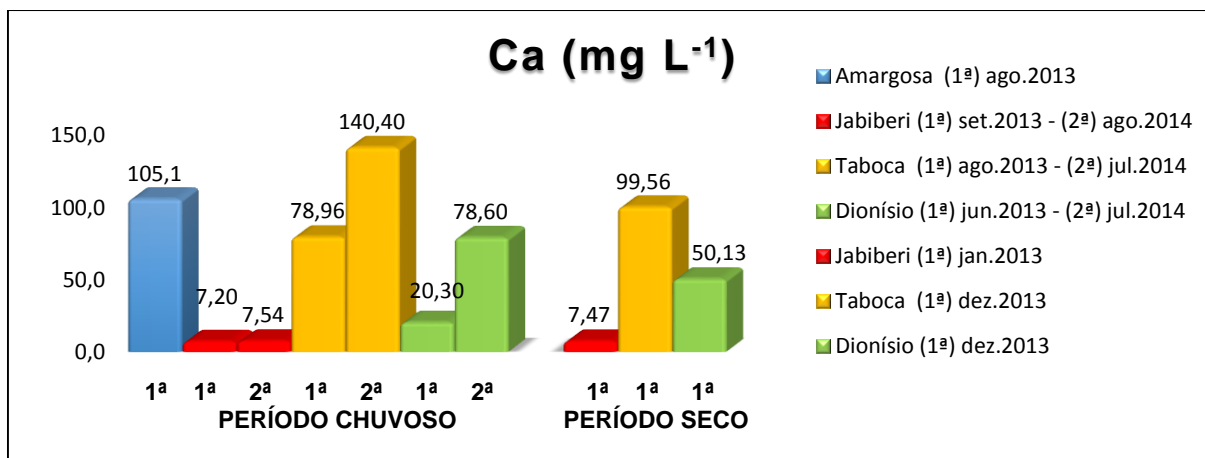
Cálcio e magnésio são elementos comuns em águas naturais, originários de rochas calcárias e de rochas contendo minerais de ferro – magnésio (CHAPMAN; KIMSTACH. 1996).

O cálcio é um elemento essencial para todos os organismos e está incorporado nas conchas de muitos invertebrados aquáticos, bem como os ossos de vertebrados. As concentrações de cálcio em águas naturais são tipicamente  $< 15 \text{ mg L}^{-1}$ . Para as águas associados a rochas carbonáticas, as concentrações podem chegar a  $30 - 100 \text{ mg L}^{-1}$ . Águas salgadas têm concentrações de várias centenas de miligramas por litro ou mais (CHAPMAN; KIMSTACH, 1996).

De acordo com Schafer (1984) nos rios da América do Sul o teor médio de cálcio nas águas é de  $7,2 \text{ mg L}^{-1}$  que se encontra preferencialmente, na forma do íon  $\text{Ca}^{2+}$ , sendo essencial para o crescimento de algas, macrófitas aquáticas e muitos animais, em especial moluscos. Além disso, interfere em um dos fatores físico-químicos mais importantes do meio aquático que é o pH.

O cálcio variou de  $7,20$  a  $140,40 \text{ mg L}^{-1}$  (Figura 17). Portanto, todas as concentrações de cálcio, utilizadas neste estudo, estão em desconformidade com o valor de referência proposta por Schafer (1984), com exceção do Jabiberi no período chuvoso.

Figura 17. Variações das concentrações de cálcio nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Pode-se observar que a sazonalidade na coleta de 2013 é um fator importante e claramente perceptível nos reservatórios de DM e TB, apenas no reservatório Jabiberi a sazonalidade não mostrou variações dos níveis de cálcio. Contudo, na coleta do período chuvoso (C14), observa-se que os valores obtidos foram maiores que os resultados da coleta do período seco (S13).

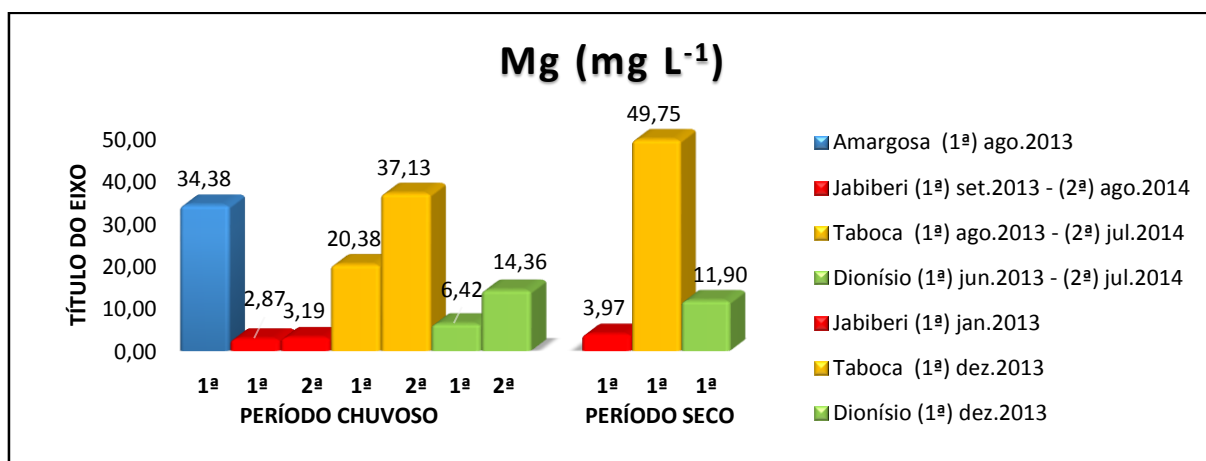
Na primeira coleta a variação da concentração do cálcio no reservatório Jabiberi foi pequena, de 7,20 mg L<sup>-1</sup> no período chuvoso (C13) a 7,47 mg L<sup>-1</sup> no período seco (S13). No entanto, nos outros reservatórios a variação foi maior, por exemplo o reservatório TB o aumento foi de 18,49%; já para o DM o aumento foi de 146,9% no período seco (S13). Contudo, na segunda coleta do período chuvoso (C14), os valores de Ca<sup>+</sup> aumentaram, tendo um valor mínimo de 7,54 no JB e máximo de 140,40 no TB. Esse incremento nos níveis de Ca<sup>+</sup> na fase de estiagem é explicado pela diminuição do volume de água do reservatório o que leva a uma concentração dos sais de cálcio.

Essa mesma tendência de aumento da concentração de Ca nas águas foi observada por Sales (2010) no lago de Tucuruí/PA, onde a concentração de cálcio no período seco foi 35,1% maior que no período chuvoso; Parron *et al.* (2007) em 36 reservatório na bacia hidrográfica do Rio Preto, com valores de 3,5 mg L<sup>-1</sup> no período chuvoso e 6,8 mg L<sup>-1</sup> no período seco. Garcia *et al.* (2007) na barragem Jacarecica/SE, observaram valores entre 9,62 a 43,29 mg L<sup>-1</sup>, com os maiores valores no período seco. Barreto e Garcia (2010) no açude do Buri, a quantidade de cálcio variou no período seco de 34,41 mg L<sup>-1</sup> a 34,86 mg L<sup>-1</sup> e no período chuvoso de 10,00 e 10,20 mg L<sup>-1</sup>. Barreto (2009) no açude Carira (SE), observou valores no período seco entre

447,47 a 461,55 mg L<sup>-1</sup>, contudo no período chuvoso houve uma diminuição dos valores ficando entre 355,90 a 366,50 mg L<sup>-1</sup>.

O magnésio ocorre em muitos compostos organometálicos e em matéria orgânica, uma vez que é um elemento essencial para os organismos vivos. As maiores concentrações de magnésio ocorreram durante a estiagem em todos os reservatórios, bem como os menores níveis se deram durante o período de chuvas. O magnésio foi detectado com valores variando de 2,87 mg L<sup>-1</sup> no JB a 49,75 mg L<sup>-1</sup> no TB, com valores mais elevados no período seco (Figura 18).

Figura 18. Variações das concentrações do magnésio nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Chapman e Kimstach (1996) comentam que a concentração de magnésio em águas doces naturais pode variar de 1 a > 100 mg L<sup>-1</sup>, dependendo dos tipos de rochas dentro do reservatório. Embora o magnésio seja usado em muitos processos industriais, **isso** contribui relativamente pouco para o magnésio total nas águas superficiais.

As maiores variações da concentração de magnésio ocorreram no reservatório TB e DM, com valores de 20,38 e 6,42 mg L<sup>-1</sup> no período das chuvas, enquanto que no período seco foi de 49,75 e 11,90 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente no JB e DM. Esse incremento de 144,11% e 85,35% para o TB e DM nos níveis de Mg<sup>2+</sup> na fase de estiagem é explicado pela diminuição do volume de água do reservatório o que leva a uma concentração dos sais de magnésio, principalmente carbonato.

Da mesma forma, a tendência de aumento de Mg<sup>2+</sup> no período seco foi observado por Parron *et al.* (2007), com média dos valores ficando entre 2,3 mg L<sup>-1</sup> e 0,9 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente nos períodos seco e chuvoso. Garcia *et al.* (2007) com valores de 4,39 a 27,33 mg L<sup>-1</sup>, na barragem de Jacarecica, Sergipe. Barreto e Garcia (2010) no açude Buri, os valores

encontrados variaram na época de seca de 15,64 a 16,18 mg L<sup>-1</sup> e na época chuvosa de 5,50 a 5,60 mg L<sup>-1</sup>. Todos os autores citam que esse incremento nos níveis de Mg<sup>2+</sup> na fase de estiagem é explicado pela diminuição do volume de água do reservatório o que leva a uma concentração dos sais de magnésio, principalmente carbonato. No açude Carira (SE), Barreto (2009) encontrou valores de 778,09 a 817,78 mg L<sup>-1</sup> no período seco e valores de 647,00 a 708,90 mg L<sup>-1</sup>.

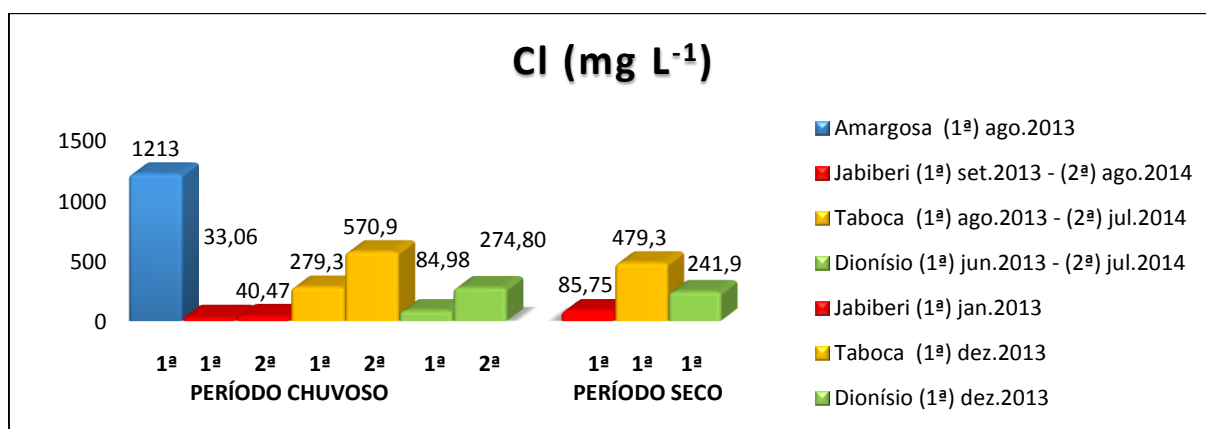
Arraes *et al.* (2009) encontraram valores de Mg<sup>2+</sup> variando de 0,6 a 2,70 mmolc L<sup>-1</sup>. Os autores supõem que os maiores valores encontrados sejam devido a lixiviação dos corretivos usados nos solos do perímetro Curu-Paraipaba/CE, visto que os solos são arenosos.

Entretanto, da mesma forma que ocorreu com os valores do cálcio na segunda coleta do período chuvoso, os valores dos resultados do Mg<sup>2+</sup> também nesse mesmo período, houve um aumento considerável. Tendo um valor aproximado nos reservatórios de JB e TB, e um valor superior no DM, comparando aos valores do período seco.

#### 5.8.4. Cloreto

O cloreto entra na água de superfície pela deposição do aerossol marinho, pelo intemperismo de rochas sedimentares e através de efluentes industriais e urbanos (CHAPMAN; KIMSTACH. 1996). Altos níveis de cloretos podem ocasionar doenças a seres humanos e também afetar o crescimento das plantas quando em quantidade maiores que 1000 mg L<sup>-1</sup> (FREITAS, 2001). Os valores encontram-se na Figura 19.

Figura 19. Variações das concentrações do cloreto nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Nos açudes da região Nordeste, o aumento da concentração de cloretos é comum, devido ao alto índice de evaporação e da curta temporada de precipitação chuvosa, como podemos observar nos trabalhos de: Barreto e Garcia (2010) no açude do Buri, com concentração de cloretos variando na época seca de 99,34 a 99,94 mg L<sup>-1</sup> e no período chuvoso de 28,90 a 29,30 mg L<sup>-1</sup>; Garcia *et al.* (2007) na barragem Jacarecica, em Sergipe, encontraram concentrações que variaram de 32,20 a 140,58 mg L<sup>-1</sup>, com os maiores valores no período seco.

Lima e Garcia (2008), no açude Cajueiro e na barragem do João Ferreira os valores sempre foram maiores na estação seca em relação a chuvosa, para ambos os lugares.

Valores altíssimos foi encontrado por Barreto (2009) no açude Carira, em Sergipe, a concentração de cloreto variou de 5.373,82 a 5.636,98 mg L<sup>-1</sup> no período seco, e 4.459,40 a 4.716,80 mg L<sup>-1</sup> no período chuvoso. Silva *et al.* (2010) estudando as águas do Rio São Francisco Falso/PR, observaram que os valores da campanha relativa ao período chuvoso se elevaram, os valores mostraram-se expressivamente maior, passando de 6,4 mg L<sup>-1</sup> na campanha do período seco, para 19,2 mg L<sup>-1</sup> na campanha do período de chuvas.

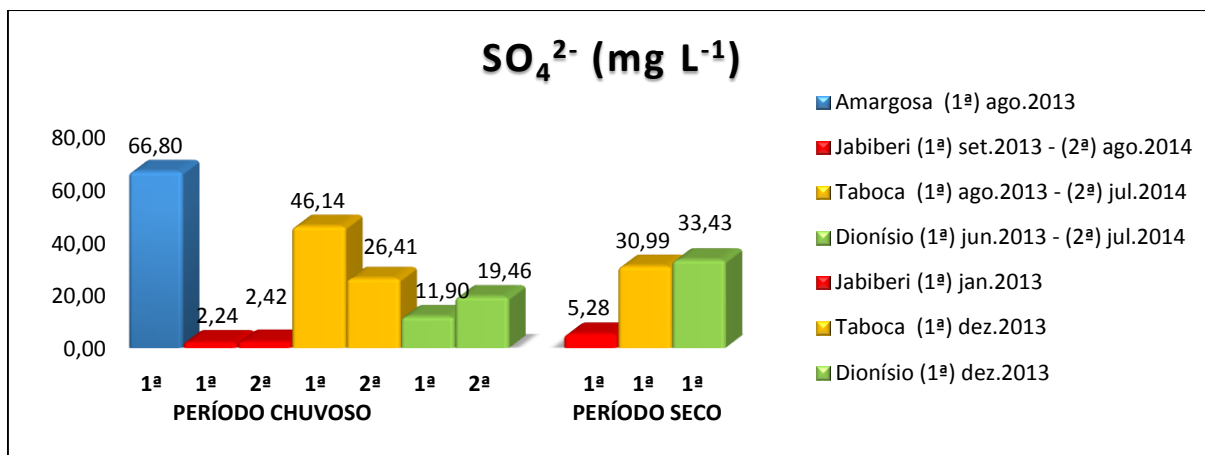
#### 5.8.5. Sulfato

O sulfato está naturalmente presente nas águas de superfície como SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Surge a partir da deposição atmosférica de aerossol marinho e da lixiviação de compostos de enxofre, minerais de sulfato, como gesso. As descargas industriais também pode adicionar quantidades significativas de sulfato em águas superficiais. O sulfato pode ser utilizado como uma fonte de oxigênio por bactérias que convertem em sulfureto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S, HS<sup>-</sup>), sob condições anaeróbicas (CHAPMAN; KIMSTACH. 1996).

A concentração de sulfato em águas naturais são geralmente entre 2 e 80 mg L<sup>-1</sup>, embora possam exceder 1.000 mg L<sup>-1</sup>, quando próximo de descargas industriais ou em regiões áridas onde os minerais de sulfato, como gesso, estão presentes. Em todas as amostras os valores ficaram abaixo de 66,80 mg L<sup>-1</sup> (Figura 20).



Figura 20. Variações das concentrações do sulfato nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Observa-se que na primeira coleta os valores de sulfato foram maiores no período seco (S13) para os reservatórios JB e DM. Contudo, o resultado da segunda coleta do período chuvoso (C14) mostrou-se um leve aumento para o JB; um aumento significativo do DM e uma diminuição do valor no TB, tendo este último um valor menor que a amostra do período seco (S13).

Parron *et al.* (2007), encontraram valores de sulfato com média de 0,3 mg L<sup>-1</sup>, tanto no período seco, como no chuvoso. Da mesma forma, Lobato *et al.* (2008) estudando as águas do rio Acaraú, na barragem Santa Rosa, observaram uma concentração baixa em sais de sulfato, não tendo uma variação significativa entre os períodos seco e chuvoso, com média de 0,12 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> e 0,15 mmol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup> nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. Sendo decorrente da origem dos solos.

Garcia *et al.* (2007) na barragem Jacarecica I, encontraram valores entre 2,73 a 32,5 mg L<sup>-1</sup>, sendo que os maiores valores foram observados na estação seca em relação a estação chuvosa.

Esses resultados citados acima, confirmam aqueles obtidos por Leprun (1983), em que as águas da região semiárida do Nordeste brasileiro, geralmente, apresentam baixas concentrações de sulfato

Porém, Barreto (2009) no açude Carira, em Sergipe, encontrou valores um pouco elevados, sendo maiores na estação seca em relação a estação chuvosa, variando entre 258,76 a 264,34 mg L<sup>-1</sup> no período seco, e valores entre 198,30 a 200,10 mg L<sup>-1</sup> na estação chuvosa.

Contudo, na região sudeste do estado de São Paulo, Conceição *et al.* (2011) ao analisarem a composição química das águas pluviais e deposição atmosférica anual na bacia do Alto

Sorocaba (SP), especificamente a composição química das águas pluviais na cidade de Ibiúna e na barragem de Itupararanga, encontraram uma concentração média para o  $\text{SO}_4^{2-}$  de 57,3 e 71,1  $\mu\text{eq L}^{-1}$ , respectivamente no período seco e chuvoso, na cidade de Ibiúna, e uma concentração média de 60,4 e 68,0  $\mu\text{eq L}^{-1}$  na barragem do Reservatório de Itupararanga, respectivamente no período seco e chuvoso. De acordo com os autores, as deposições anuais de  $\text{SO}_x$  na bacia do Alto Sorocaba podem ser atribuídas a fatores naturais (pela oxidação das piritas –  $\text{FeS}_2$  contidas nos calcários, gerando  $\text{SO}_2$  ou partículas de sulfato) ou antrópicas. Também, o processo de produção de cimento que utiliza carvão coque nos fornos pode explicar os elevados níveis de  $\text{SO}_4^{2-}$  encontrados nas águas pluviais da bacia do Alto Sorocaba, pois há emissões de  $\text{SO}_2$  da queima deste combustível fóssil para a calcinação do calcário.

### 5.9. Nitrogênio e Fósforo

O fósforo e o nitrogênio são nutrientes essenciais para o metabolismo de plantas aquáticas. Nesse estudo estão incluídos o fósforo total ( $P_{\text{total}} = \text{orgânico combinado} + \text{todos os fosfatos}$ ), o ortofosfato dissolvido ( $\text{P-PO}_4$ ) e as formas do nitrogênio inorgânico: nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$  e  $\text{N-NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ).

Nas águas naturais, o nitrogênio pode ser oriundo de diversas fontes. Em geral, os esgotos sanitários lançados nas águas constituem a principal fonte de nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, proveniente da hidrólise sofrida pela ureia na água. A outra fonte é a atmosfera através da fixação biológica realizada por bactérias e algas e a fixação química.

Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio. Também nas áreas urbanas, as drenagens de águas pluviais associadas às deficiências do sistema de limpeza pública, constituem fonte difusa de difícil caracterização (CETESB, 2009).

Em águas naturais a presença de fósforo é devida principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte, além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais (CETESB, 2009).

Os ortofosfatos compõem uma parcela importante do fósforo total e são representados pelos radicais, que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas. Eles são

biodisponíveis, ou seja, não há necessidade de conversões a formas mais simples, e uma vez assimilados, são convertidos em fosfato orgânico e em fosfatos condensados. Após a morte de um organismo, os fosfatos condensados são liberados na água, não estando, no entanto, disponíveis para absorção biológica até que sejam hidrolisados por bactérias para ortofosfatos (CETESB, 2009).

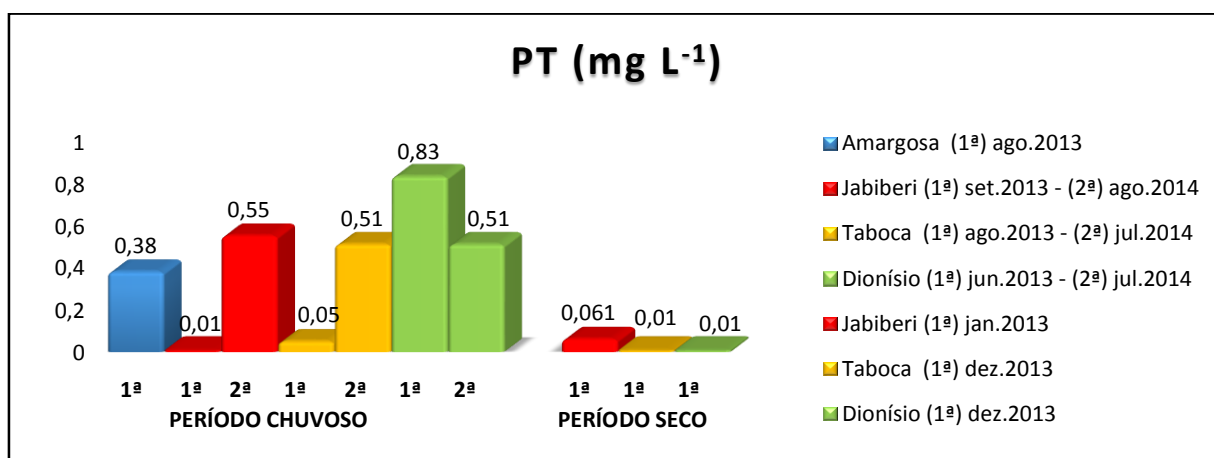
As concentrações de ortofosfato em todas as amostras ficaram abaixo do limite de detecção  $< 0,033 \text{ mg L}^{-1}$ . Sabe-se que o ortofosfato pode ser proveniente de adubos ou da decomposição de materiais orgânicos e esgoto, e são nutrientes essenciais das cadeias alimentares nos reservatórios.

Carvalho-Luna (2008) em seu trabalho encontrou correlação positiva entre o P-orto e o volume de estiagem, aumentando a sua concentração à medida que diminui o volume d'água no reservatório, tanto pelo baixo nível de pluviosidade, como pelo grande índice de evaporação no Nordeste.

As concentrações do fósforo total (PT) no presente trabalho variaram de 0,01 a 0,83  $\text{mg L}^{-1}$ . Conforme a resolução 357/05 do Conama em ambiente lântico, estabelece valor de 0,020  $\text{mg L}^{-1}$  P para águas doces classe 2, e 0,186  $\text{mg L}^{-1}$  P para águas salobras classe 2.

Os valores excederam, o limite máximo permitido para Águas Salobras Classe 2 ( $< 0,186 \text{ mg L}^{-1}$  P) no reservatório AG e o limite para Águas Doces Classe 2 ( $< 0,020 \text{ mg L}^{-1}$  P), em todos os reservatórios, com exceção do JB na primeira coleta do período chuvoso (C13); no período seco apenas o JB excedeu o limite (Figura 21).

Figura 21. Variações das concentrações do fósforo total (PT) nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Duas vertentes que modificam a concentração dos nutrientes num corpo d'água, especialmente o fósforo total são os lançamentos de esgotos domésticos e atividade recreacional no próprio corpo d'água, como descrito por Barros *et al.* (2014) os quais encontraram valores ( $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ ) superiores ao estabelecido para águas doces classe 2 no açude Gavião, Ceará. Os autores supõem que esses valores encontrados no corpo hídrico possivelmente possam ser oriundos dos lançamentos de esgotos domésticos e atividades de recreação, já que essas atividades foram destacadas em um levantamento realizado pela COGERH/DNOCS em 2008. Os autores citam ainda que no período de menor precipitação, há também uma diminuição do carreamento de excrementos de animais, vegetais e animais em decomposição do entorno do manancial para seu interior, diminuindo a quantidade de fósforo presente neste recurso hídrico, chegando a  $0,016 \text{ mg PT L}^{-1}$ .

Vidal *et al.* (2014) encontraram valores de PT no período de estiagem com uma concentração que variou de  $0,024$  a  $0,121 \text{ mg L}^{-1}$ , e no período chuvoso com concentração de  $0,193 \text{ mg L}^{-1}$  superiores ao estabelecido para águas doces classe 2, para ambiente lântico ( $0,020 \text{ mg L}^{-1}$ ) e para ambiente intermediário ( $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ ).

Santos *et al.* (2011), nas águas do reservatório Monjolinho/SP, também encontraram maiores concentrações de fósforo total durante o período chuvoso, chegando a concentrações de  $398,93 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ , mostrando dessa forma a importância da pluviosidade como agente de transporte através do escoamento superficial desse nutriente na bacia de drenagem ao corpo d'água. Da mesma forma, Braga (2006) encontrou maiores valores do parâmetro em questão também durante o período de chuvas em relação ao período seco,  $0,062$  e  $0,038 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente, no açude Gavião.

Outro autor que corroboram a afirmativa que as chuvas influenciam na variação do PT nos corpos d'água é Silva *et al.* (2010) os quais, observaram que a concentração de fósforo total aumentou durante as campanhas marcadas pela influência de chuvas, indicando desta forma presença de fontes difusas no rio São Francisco falso, tributário do reservatório Itaipu.

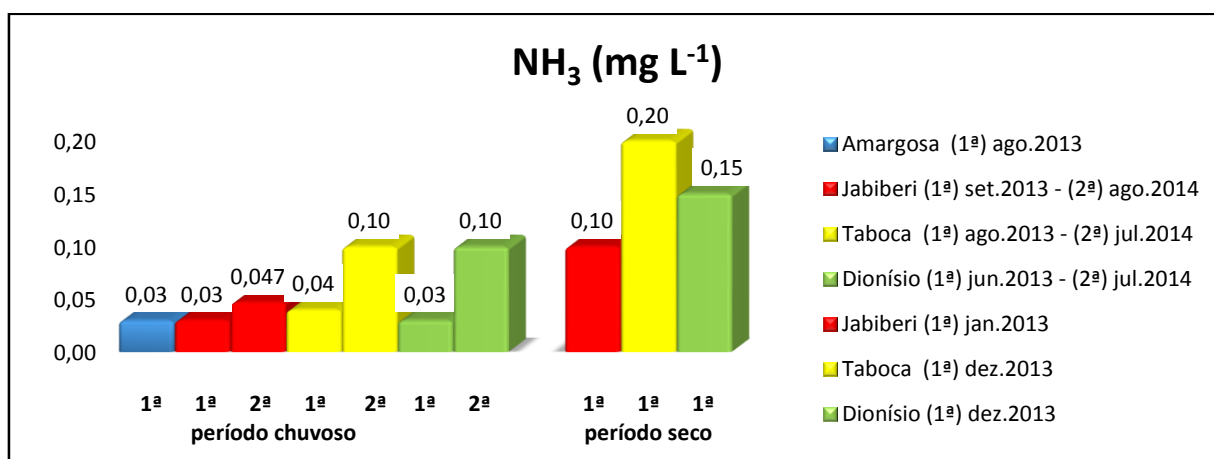
A amônia ocorre naturalmente na água como produto da degradação da matéria orgânica nitrogenada e da matéria inorgânica originária do solo. Pode também ser lançada diretamente por alguns tipos de efluentes industriais e por despejos municipais. Nos efluentes de esgotos sanitários predominam o nitrogênio orgânico, devido à presença de proteínas, e o nitrogênio amoniacal, resultante da hidrólise da ureia. O nitrato é a forma mais comum de nitrogênio combinado, encontrado em águas naturais não poluídas. Em ambientes poluídos predominam as formas de nitrogênio orgânico e amoniacal.

O nitrogênio amoniacal variou de  $< 0,03$  a  $0,20 \text{ mg L}^{-1}$  e as concentrações do nitrito no geral ficaram abaixo do limite de detecção do método. O nitrato foi a forma predominante do nitrogênio inorgânico com concentrações de  $< 0,010$  a  $1,21 \text{ mg L}^{-1}$  (Figuras 22 e 23).

De acordo com a Resolução 357/05 do Conama, o valor máximo de nitrito para o enquadramento dos corpos hídricos de água doce nas Classes 1, 2, e 3 é de  $1,0 \text{ mg N L}^{-1}$  e valores superiores a  $1,0 \text{ mg N L}^{-1}$  é classificado como Classe 4. Para a variável Nitrato, o valor para enquadramento do corpo hídrico nas classes doces 1, 2 e 3 é de até  $10,0 \text{ mg N L}^{-1}$ , sendo que serão enquadrados como Classe 4 os corpos hídricos com valores mais elevados; já para, as águas salobras classe 2 o limite é de  $0,70 \text{ mg L}^{-1}$ .

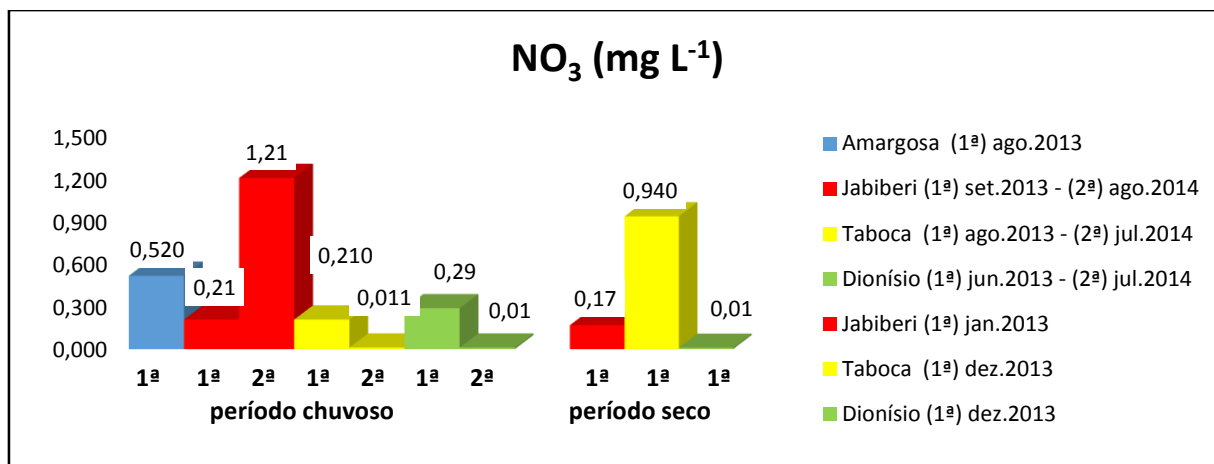
As concentrações do nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal ficaram dentro do limite permitido pela Resolução nº 357 do Conama para Águas Doces Classe 2 e para Águas Salobras Classe 2.

Figura 22. Variações das concentrações de N-amoniacal ( $\text{NH}_3$ ) nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Figura 23. Variações das concentrações de N-NO<sub>3</sub> nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

De acordo com Chapman e Kimstach (1992), em áreas não impactadas por atividades antropogênicas, as concentrações de nitrato raramente ultrapassam o valor de 100 µg L<sup>-1</sup> (0,1 mg L<sup>-1</sup>), enquanto que em locais que sofrem os efeitos dessas atividades tais concentrações podem até atingir valores acima de 5000 µg L<sup>-1</sup> (5 mg L<sup>-1</sup>), e raramente abaixo de 1000 µg L<sup>-1</sup> (1 mg L<sup>-1</sup>), e as concentrações de nitrito, geralmente são mais baixas nas águas superficiais (1 µg L<sup>-1</sup>) (0,001 mg L<sup>-1</sup>), raramente excedem a concentração de 100 µg L<sup>-1</sup> (0,1 mg L<sup>-1</sup>), sendo que as altas concentrações de nitrito indicam aportes de efluentes industriais.

Em questão da concentração da amônia, a resolução 357/2005 do Conama, estabelece níveis de amônia relacionado a faixa de pH, com níveis de 3,7 mg L<sup>-1</sup> N, para pH ≤ 7,5; 2,0 mg L<sup>-1</sup> N, para 7,5 < pH ≤ 8,0; 1,0 mg L<sup>-1</sup> N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 e 0,5 mg L<sup>-1</sup> N, para pH > 8,5, para águas doces classes 1 e 2.

A forma da amônia nos esgotos ou num corpo d'água depende do pH. Em pH < 8,0 a amônia encontra-se na forma de íon (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), não tóxica. Em pH = 9,5 ela encontra-se em igual concentração de amônia livre (NH<sub>3</sub>) não ionizada (tóxica) e amônia ionizada. Em pH > 11, a amônia encontra-se na forma não ionizada (NH<sub>3</sub>), que é tóxica (VON SPERLING, 1996). Assim sendo, a toxidez da amônia é elevada com o aumento do pH.

Lima e Garcia (2008) analisando os resultados de nitrito, nitrato e amônia, levando-se em consideração o pH, verificaram que existe uma tendência de que nos ambientes de estudo existia amônia na forma ionizada. Caso continuasse a tendência de poluição que ocorria como esgoto bruto, efluentes e carcaças de animais, uso e ocupação desordenados do solo, uso das águas para lavar roupas, carros, animais, vasilhames e uso indiscriminado de agrotóxicos na região de influência do ambiente, a forma predominante nas áreas será a tóxica da amônia (NH<sub>3</sub>),

comprometendo definitivamente a vida aquática e, por consequência, o desenvolvimento da região.

A concentração dos níveis dos nutrientes pode sofrer alteração devido ao aporte de nutrientes carregados pelas chuvas e pelas reações de decomposição da matéria orgânica, como descrito por Santos (2006), que encontrou concentração média semestral N-amoniacal ligeiramente maior no período chuvoso,  $0,229 \text{ mg L}^{-1}$  do que no período seco,  $0,226 \text{ mg L}^{-1}$ . Da mesma forma os valores de nitrato foram pouco diferentes entre período chuvoso e seco, com concentração de  $0,080$  e  $0,087 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente. Já para os valores de nitrito, o mesmo autor observou concentração média semestral maior no período chuvoso do que no período seco, com valores de  $0,047$  e  $0,042 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente. Ambas as concentrações de nitrato e nitrito estão dentro do limite estabelecido para águas doces classe 1 estabelecido pela resolução Conama 357/05.

Buzelli e Cunha-Santino (2013) ao analisarem o reservatório de Barra Bonita, encontraram média de  $0,19 \text{ mg L}^{-1}$  (estiagem) e  $0,017 \text{ mg L}^{-1}$  (chuvoso) para o nitrogênio amoniacal, categorizando o reservatório na Classe 1; para o nitrito, média de  $1,17 \text{ mg L}^{-1}$  (estiagem) e  $0,08 \text{ mg L}^{-1}$  (chuvoso), enquadrando-o como classe 4 na estiagem e classe 1 durante as chuvas; e para o nitrato a média foi de  $0,20 \text{ mg L}^{-1}$  (estiagem) e  $0,80 \text{ mg L}^{-1}$  (chuvas). Portanto, para esta variável, o reservatório foi classificado como Classe 1.

Cavenaghi (2003) estudando o reservatório de Barra Bonita/SP, dez anos antes, observou valores para o nitrogênio amoniacal nos períodos de estiagem e chuvas, respectivamente,  $1,44 \text{ mg L}^{-1}$  e  $0,56 \text{ mg L}^{-1}$ ; para o nitrito, os valores de  $0,12 \text{ mg L}^{-1}$  para estiagem e  $0,25 \text{ mg L}^{-1}$  para as chuvas; e valores de nitrato de  $5,61 \text{ mg L}^{-1}$  para a estiagem e  $5,70 \text{ mg L}^{-1}$  para as chuvas.

### 5.10. Carbono orgânico total dissolvido

A matéria orgânica presente em águas naturais (MON) é uma matriz complexa formada pela mistura de macromoléculas derivadas de plantas e/ou animais. A MON varia de um corpo d'água para outro em função do solo local, do clima e das condições hidrológicas e é frequentemente classificada em duas grandes categorias: as substâncias não-húmicas (hidrofílicas), tais como proteínas, carboidratos e lipídios, e as substâncias húmicas (hidrofóbica), formadas por cadeias carbônicas longas, alifáticas e ricas em polifenóis (CHOW *et al.*, 1999; MATILAINEN *et al.*, 2002).

Nos corpos d'água encontra-se também matéria orgânica originária de efluentes industriais, urbanos e da agricultura. Os efluentes urbanos, em geral, são as principais fontes de

contaminação orgânica para os rios e, mesmo após um tratamento secundário efetivo, tem sido identificado um número crescente de orgânicos nos efluentes das plantas de tratamento.

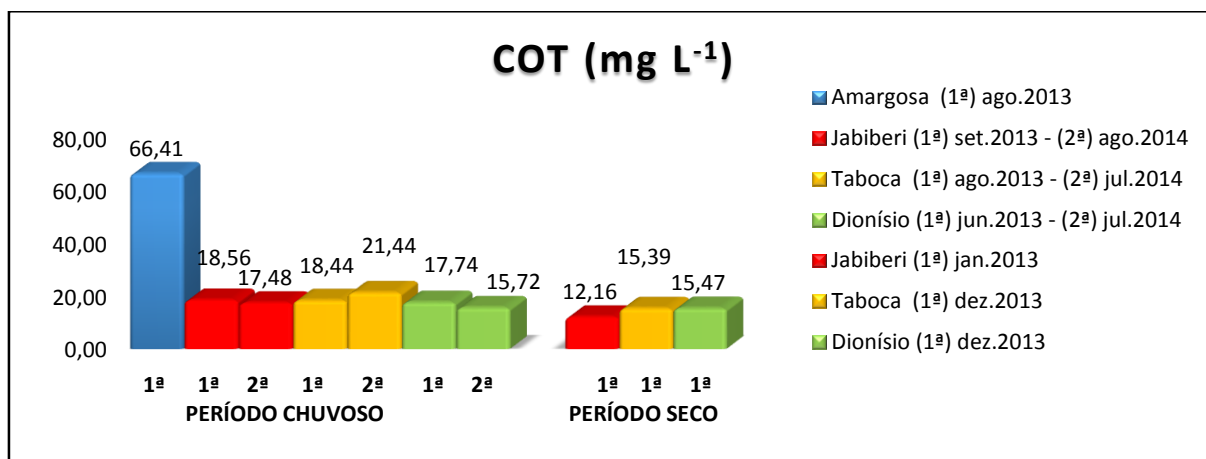
A MON afeta significativamente o processo de tratamento da água, contribuindo na formação dos subprodutos da desinfecção, na cor, gosto e odor.

O valor do COT representa a medida quantitativa do carbono orgânico total dissolvido na água.

Em águas de superfície, concentrações de COT são geralmente inferiores a 10 mg L<sup>-1</sup>. Concentrações de COT em águas residuais municipais variam de 10 a > 100 mg L<sup>-1</sup>, dependendo do nível de tratamento de águas residuais (CHAPMAN; KIMSTACH, 1996). Já Libânio (2005), afirma que em as águas superficiais, o teor de COT pode variar de 1 a 20 mg L<sup>-1</sup>, elevando-se até 1000 mg L<sup>-1</sup> em águas residuais.

Com exceção do reservatório de Amargosa que apresentou um valor de COT demasiadamente elevado, para os outros reservatórios os valores do COT variaram de 12,16 a 21,44 mg L<sup>-1</sup>, com concentrações mais elevadas no período chuvoso (Figura 24).

Figura 24. Variações das concentrações do carbono orgânico total dissolvido (COT) nos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Como pode observar no gráfico 23, todas as amostras ficaram acima dos 10 mg L<sup>-1</sup> valor citado por (CHAPMAN; KIMSTACH, 1996). No entanto, os valores com exceção do AG (C13) e TB (C14) ficaram dentro do citado por (LIBÂNIO, 2005). Os maiores valores foram encontrados no período chuvoso.

Costa (2011), num trabalho pioneiro, fez uma caracterização qualitativa e quantitativa da matéria orgânica dissolvida nas águas das bacias hidrográficas do Estado de Sergipe. Para o rio Piauí os valores de COT encontrados por Costa, variaram de 9,98 a 18,95 mg L<sup>-1</sup> e para o rio



Real, a variação foi de 13,18 a 27,20 mg L<sup>-1</sup>, com uma pequena diferença entre os períodos seco e chuvoso. Em termos qualitativos observou que nas águas desses rios predominou a matéria orgânica dissolvida de origem terrestre, composta pelas substâncias húmicas, sendo possível no período chuvoso, identificar a presença de matéria orgânica dissolvida de origem terrestre e de origem antropogênica, carregada para os rios pelo escoamento superficial.

### 5.11. Coliformes termotolerantes

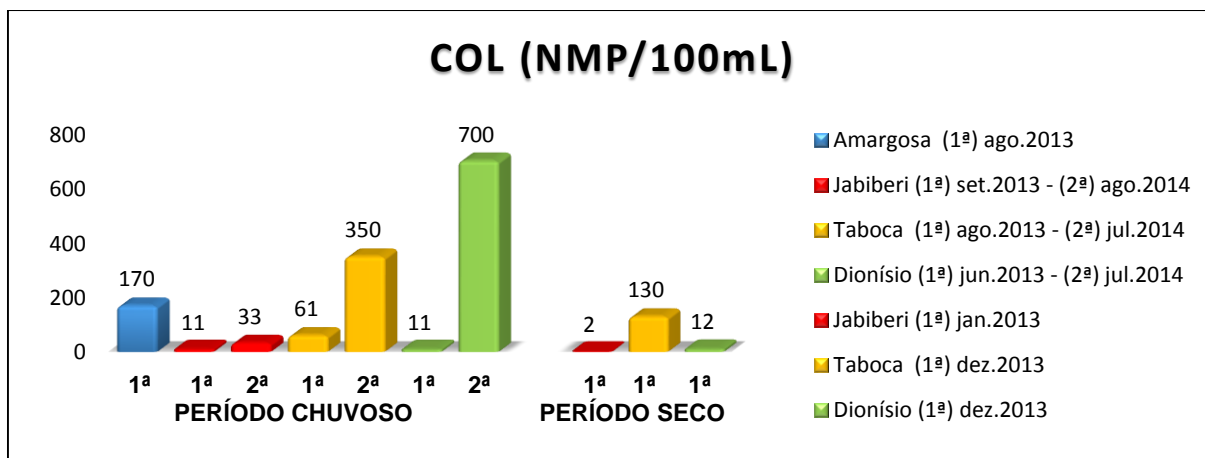
A determinação dos coliformes assume importância como um parâmetro indicador da presença de patógenos responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica. Os efluentes domésticos são as principais fontes de poluição dos recursos continentais e costeiros, com risco para a saúde humana e o meio ambiente aquático. Além do excremento humano, esse efluente contém grande número de compostos orgânicos resultantes da atividade humana (GARCIA; ALVES, 2006).

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece a concentração máxima permitida para os coliformes fecais para os vários usos, sendo até 200 UFC/100 ml para a Classe 1, 1000 UFC/100 ml para a Classe 2, 4000 UFC/100 ml para a Classe 3 e qualquer valor acima deste último caracteriza a Classe 4.

Já a resolução CONAMA 274/2000 (Brasil, 2000), considera as águas próprias para balneabilidade humana, sendo subdivididas em: excelente (máximo de 250 coliformes fecais ou 200 *Escherichia coli* por 100 ml), muito boa (máximo de 500 coliformes fecais ou 400 *Escherichia coli*) e satisfatória (máximo de 1.000 coliformes fecais ou 800 *Escherichia coli*). Porém, se o valor obtido para esta variável for superior a 2.500 coliformes fecais ou 2.000 *Escherichia coli* as águas serão consideradas impróprias.

Em todos os reservatórios foram detectados a presença de coliformes termotolerantes. Na primeira coleta, em ambos os períodos (C13 e S13) os valores foram inferiores a 200 NMP/100 ml, limite estabelecido pela Resolução 357/05 do Conama para Águas Doce Classe 1. E, considerada excelente para o uso em balneabilidade humana, conforme a Resolução Conama 274/2000. Contudo, na segunda coleta do período chuvoso (C14), houve um aumento ultrapassando o limite para águas doces classe 1, com valores de 350 e 700 NMP/100 ml, nos reservatórios de TB e DM, respectivamente, classificando-os em classe 2 (Figura 25).

Figura 25. Variações dos valores de coliformes termotolerantes nas águas dos quatro reservatórios nos períodos seco e chuvoso.



\* 1ª = primeira coleta; 2ª = segunda coleta

Lima e Garcia (2008) estudando o açude Cajueiro, encontraram resultado alto para os coliformes termotolerante em dois pontos, sendo um no período seco e outro no período chuvoso, chegando a ser  $> 2400 \text{ NMP}/100 \text{ mL}^{-1}$ . O valor alto no ponto relacionado ao período chuvoso esteve ligado ao fato desse ponto se localizar próximo da região que recebe o esgotamento sanitário da cidade de Ribeirópolis; já no ponto relacionado ao período seco, este pode ser explicado pela diminuição do volume e não renovação da água, que ocasiona uma maior concentração de coliformes, já que se torna menor a diluição. Barreto (2009) no açude Buri-Frei Paulo e Carira, em Sergipe, na estação chuvosa encontrou valores de até 350 NMP/100mL no açude Buri, contudo valores muito altos para o Carira, com uma concentração  $> 2400 \text{ NMP}/100\text{mL}$ .

Souza *et al.* (2014), no rio Almada, durante o período de estudo, obtiveram para a maioria das concentrações das amostras analisadas concentrações maiores que 2.500 coliformes termotolerantes por 100 ml, sendo que nos meses de agosto e fevereiro, as chuvas elevaram as concentrações dos coliformes. De acordo com os mesmos autores um dos fatores que aumentam a concentração de coliformes foram as fontes pontuais diretas de esgotamento sanitário in natura. E de acordo com a Resolução Conama nº 274 (BRASIL, 2000), o rio Almada pode ser considerado impróprio para balneabilidade, portanto não sendo aconselhada a recreação de contato primário.

Buzelli e Cunha-Santino (2013) obtiveram média de coliformes fecais e coliformes totais coletadas no reservatório no período de estiagem: 50 UFC/100 ml e 46000 UFC/100 ml e no período de chuvas: 3800 UFC/100 ml e 56000 UFC/100 ml. De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, a categorização nesse caso é Classe 1 no período de estiagem e Classe 3

no período de chuvas. E, para os padrões de balneabilidade o reservatório de Barra Bonita pode ser considerado excelente no período de estiagem e impróprio no de chuvas. De acordo com os autores, a principal fonte de coliformes fecais para as águas do reservatório é o despejo de esgoto, principalmente doméstico, sem tratamento prévio.

#### **5.12. Avaliação do conjunto de dados da qualidade das águas dos reservatórios usando estatística multivariada**

A análise de componentes principais (ACP), a análise de correlação de Spearman e a análise de agrupamento foram aplicadas ao conjunto dos dados da Tabela 2, com objetivo de comparar o padrão de qualidade da água entre os reservatórios e obter informações sobre as diferenças entre os períodos seco e chuvoso, sobre as variáveis envolvidas na discriminação e as fontes que a originaram.

A análise de agrupamento pelo método de Ward, usando a distância euclidiana como medida da similaridade, foi aplicada ao conjunto dos dados de qualidade da água com o objetivo de agrupar amostras de águas dos reservatórios com qualidade e variações temporais semelhantes. A análise de agrupamento gerou o dendograma da Figura 26, onde as dez amostras, sete do período chuvoso e três do período seco, foram agrupadas em quatro grupos estatisticamente significativos.

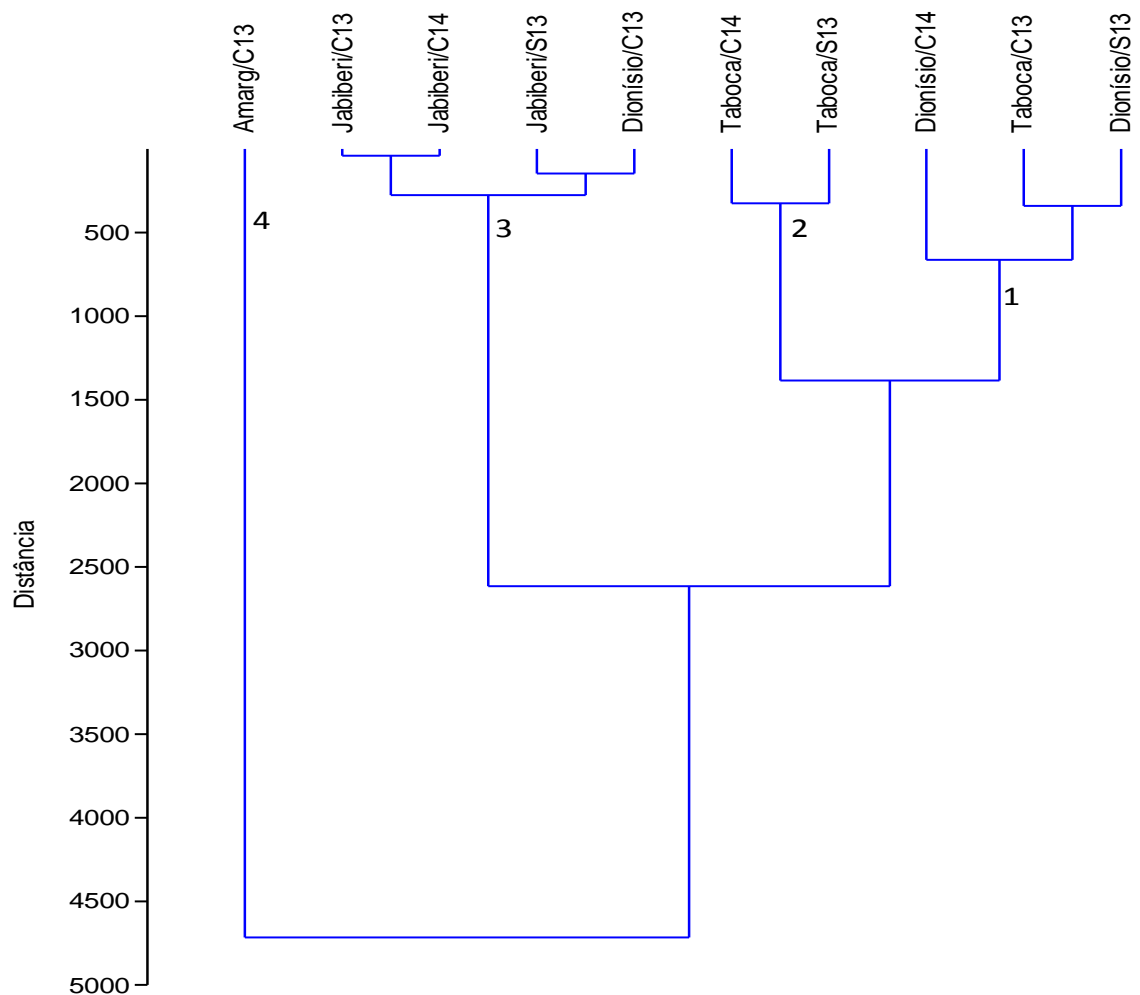
O Grupo 1 contém as amostras de Taboca do período chuvoso de 2013 (C13), e Dionísio dos períodos seco de 2013 (S13) e chuvoso de 2014 (C14); o Grupo 2, reúne as amostras de Taboca dos períodos seco de 2013 (S13) e chuvoso de 2014 (C14); o Grupo 3 agrupou as amostras de Jabiberi dos períodos seco e chuvoso e a amostra de Dionísio do período chuvoso de 2013 (C13) e no Grupo 4 está apenas a amostra de Amargosa do período chuvoso de 2013 (C13).

Ficou evidente pela análise de agrupamento, que as amostras coletadas no período chuvoso de 2014 mostraram similaridade com as amostras coletadas no período seco de 2013 e diferentes das amostras coletadas no período chuvoso de 2013, para os reservatórios de Taboca e Dionísio. Enquanto que para o reservatório de Jabiberi, todas as amostras foram similares, não se observando diferença em relação ao período seco e chuvoso. A amostra de Amargosa não mostrou similaridade com nenhuma amostra dos outros reservatórios e não foi possível verificar variação com a sazonalidade, pois, para esse reservatório, foi coletada uma única amostra no período chuvoso de 2013 (C13).

Varol *et al.* (2012) com o uso da análise de agrupamento conseguiram agrupar as dez amostras dos 3 reservatórios na Turquia (Kralkızı, Dicle e Batman) em quatro grupos, tendo o grupo 1 as amostras do reservatório (Kralkızı), o grupo 2 formado por duas amostras do reservatório (Dicle), o grupo 3 formado por uma amostra do reservatório (Dicle), e o grupo 4 formado pelas amostras do reservatório (Batman). Essas amostras dos reservatórios foram agrupadas pelas semelhanças entre elas. De acordo com os autores, este resultado implica que para a avaliação rápida da qualidade da água, apenas um local em cada grupo pode servir como uma boa avaliação da qualidade da água. A análise de agrupamento também agrupou os 12 meses em dois grupos. O grupo 1 incluiu os meses de fevereiro, dezembro, janeiro, outubro, novembro, março e abril (estação chuvosa). O grupo 2 incluiu os meses restantes, correspondentes à estação seca. Desta forma, os autores afirmam que a amostragem fosse realizada durante apenas duas estações do ano (seca e úmida) em um ano podendo ser suficientes para a avaliação das variações temporais na qualidade da água dos reservatórios.

Há vários relatos em que esta abordagem tem sido aplicada com sucesso em programas de avaliação da qualidade da água (SIMEONOV *et al.*, 2003; SINGH *et al.*, 2004; 2005; WUNDERLIN *et al.*, 2001).

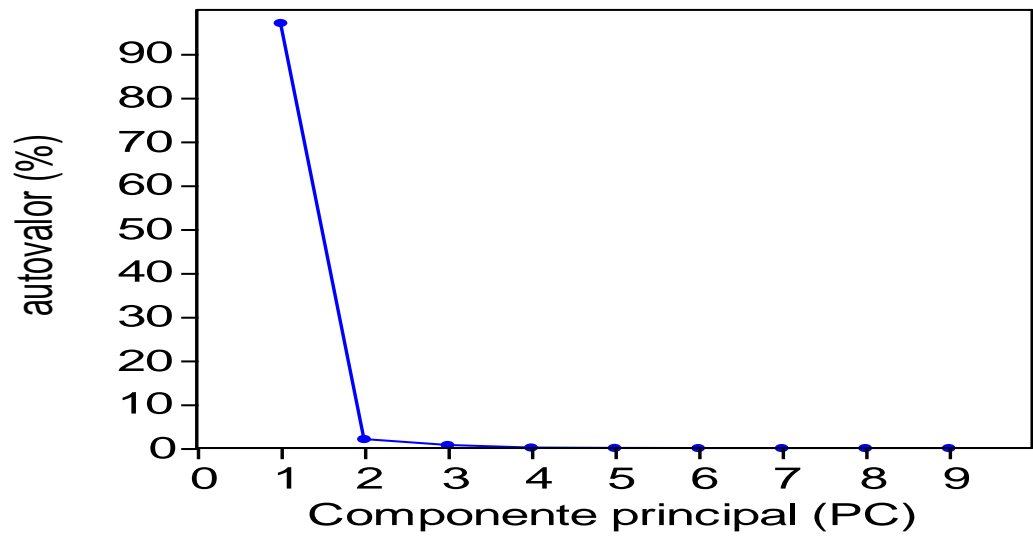
Figura 26. Dendograma mostrando o agrupamento hierárquico, pelo método de Ward com distância Euclidiana, das amostras coletadas nos períodos seco de 2013 (S13) e chuvosos de 2013 (C13) e 2014 (C14).



A técnica de Análise de Componentes Principais (ACP) consiste na aplicação da análise multivariada aos dados originais, considerando cada ponto de amostragem como um objeto e os parâmetros medidos como variáveis. A ACP permite encontrar novas variáveis (componentes principais, CP), que em menor número que as originais podem explicar as variâncias dos dados e simultaneamente reduzir a dimensionalidade do problema. Assim, os CPs são combinações lineares ponderadas das variáveis originais e fornecem informações sobre os parâmetros mais significativos que descrevem um conjunto de dados, proporcionando redução dos dados com o mínimo de perda da informação original (HELENA *et al.*, 2000, SINGH *et al.*, 2004 e VEGA *et al.*, 1998).

A ACP aplicada ao conjunto dos dados da Tabela 2, revelou que as duas primeiras componentes principais (PC1, 97,0%; PC2, 2,1%) juntas, explicaram 99,1 % da variância total do conjunto dos dados da qualidade da água dos reservatórios (Figura 27).

Figura 27. Distribuição dos autovalores das componentes principais.



A primeira componente (PC1) está fortemente associada (peso > 0,70) aos componentes minerais da água (CE, DUR, STD, Na, K, Ca, Mg, SO<sub>4</sub>, Cl) e ao COT (Figura 28), enquanto a segunda componente (PC2) mostrou uma forte correlação positiva, apenas com a concentração dos coliformes termotolerantes (COL) (Figura 29).

Figura 28. Pesos das variáveis de qualidade da água na PC1.

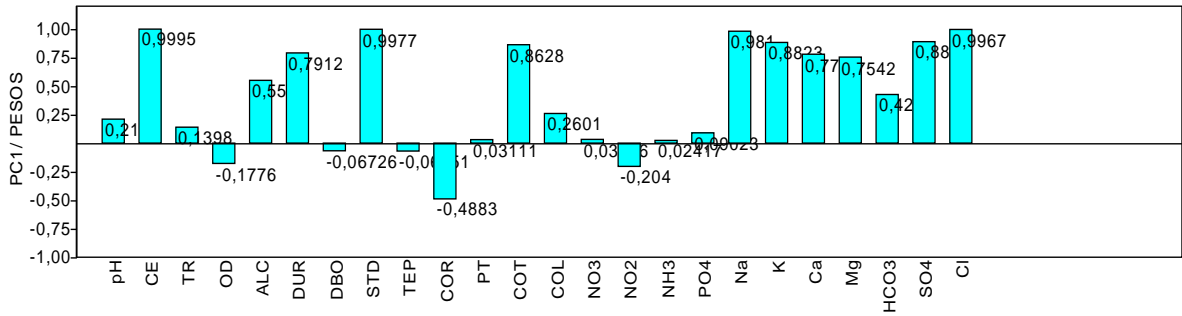
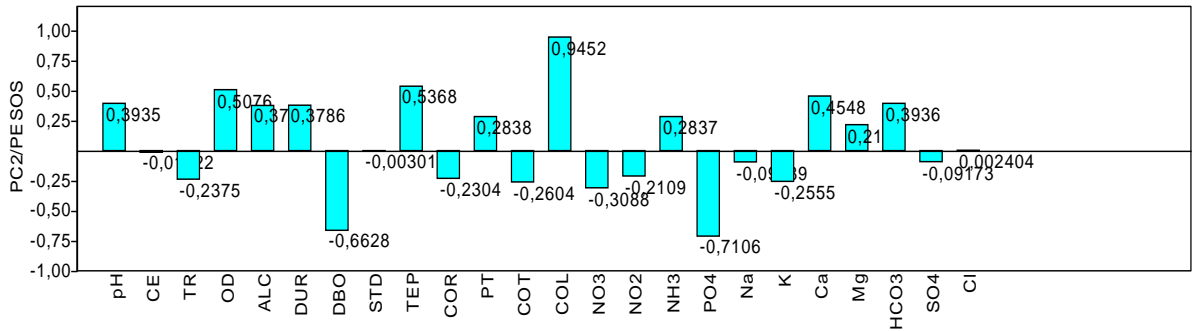


Figura 29. Pesos das variáveis de qualidade da água na PC2.



A localização representativa da qualidade da água de cada reservatório, no período seco e chuvoso, no plano formado pelas duas componentes principais é mostrada na Figura 29.

A primeira componente (PC1) é estatisticamente mais significativa que a segunda componente (PC2) e por isso, a principal responsável pela separação entre amostras dos reservatórios, e pode ser interpretada como uma indicação do processo de salinização das águas dos reservatórios. Na Figura 30 destaca-se o grupo formado pelas amostras do Jabiberi e Dionísio/C13 (amostra coletada no período chuvoso de 2013), com as menores concentrações dos constituintes minerais (menos salinização), das demais amostras que se distribuem ao longo de PC1, em função do grau de mineração, atingindo o valor máximo de salinização na amostra do Amargosa.

Na matriz de correlação (Tab. 6) observa-se uma correlação positiva e elevada entre CE, DUR, STD,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{Cl}^-$ , que são constituintes de origem natural, associados a bacia de drenagem e ao intemperismo dos solos.

A segunda componente principal (PC2), discriminou a qualidade da água entre os períodos seco e chuvoso. A água do reservatório Jabiberi não apresentou variação sazonal significativa. Variações temporal foram observadas para as águas dos reservatórios Taboca e Dionísio Machado. A segunda componente (PC2) evidenciou que a variação sazonal foi causada principalmente, pela maior concentração de coliformes termotolerantes nas amostras coletadas no período chuvoso de 2014.

Figura 30. Diagrama da análise de componentes principais para a qualidade da água dos reservatórios nos períodos seco (S) e chuvoso (C).

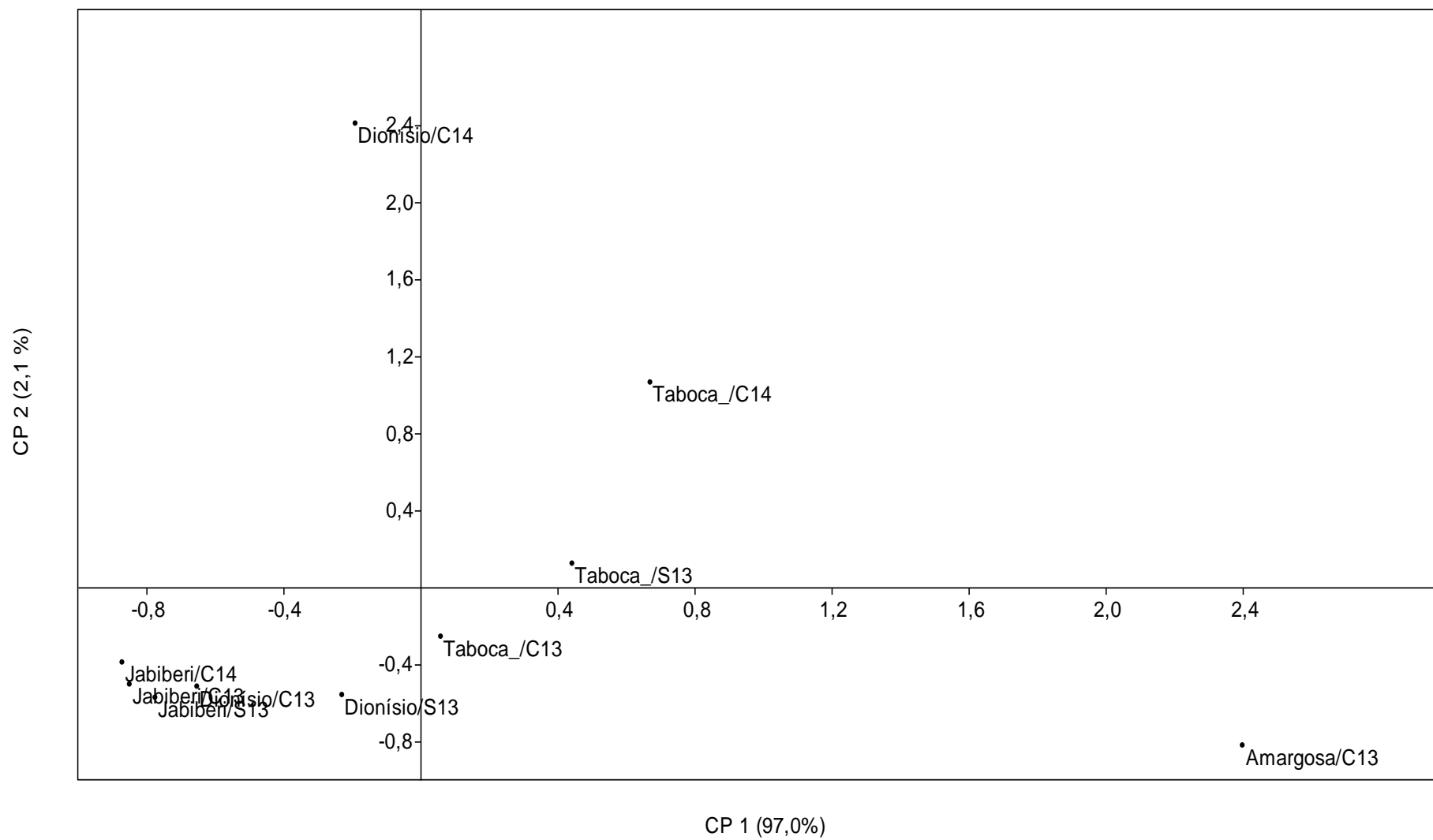




Tabela 6. Matriz de correlação de Spearman para os parâmetros de qualidade da água.

	pH	CE	TR	OD	ALC	DUR	DBO	STD	TEP	COR	PT	COT	COL	NO3	NO2	NH3	PO4	Na	K	Ca	Mg	HCO3	SO4	Cl
pH	1,000																							
CE	0,588	1,000																						
TR	-0,248	-0,115	1,000																					
OD	0,539	-0,055	-0,261	1,000																				
ALC	0,600	0,927	-0,333	0,067	1,000																			
DUR	0,539	<b>0,915</b>	-0,370	-0,042	<b>0,939</b>	1,000																		
DBO	-0,042	-0,139	0,527	0,127	-0,370	-0,491	1,000																	
STD	0,576	<b>0,988</b>	-0,079	-0,067	<b>0,915</b>	<b>0,927</b>	-0,224	1,000																
TEP	0,742	0,074	-0,172	0,368	0,178	0,141	-0,245	0,092	1,000															
COR	-0,406	-0,830	0,176	0,091	-0,745	-0,794	0,067	-0,806	0,160	1,000														
PT	-0,357	-0,166	0,117	-0,086	-0,222	0,006	-0,271	-0,098	-0,209	0,234	1,000													
COT	-0,200	0,358	0,212	-0,115	0,212	0,273	0,139	0,370	-0,583	-0,321	0,234	1,000												
COL	0,523	0,650	-0,286	0,128	0,626	0,802	-0,529	0,723	0,209	-0,644	0,173	0,334	1,000											
NO3	-0,689	-0,122	0,073	-0,902	-0,207	-0,030	-0,213	-0,104	-0,537	-0,116	0,198	0,116	-0,070	1,000										
NO2	-0,450	-0,026	0,389	-0,121	0,052	-0,026	0,009	-0,026	-0,451	-0,035	0,316	0,164	-0,247	0,144	1,000									
NH3	0,677	0,193	-0,677	0,329	0,379	0,342	-0,404	0,168	0,748	-0,130	-0,347	-0,702	0,231	-0,344	-0,461	1,000								
PO4	-0,114	0,114	0,494	-0,342	0,038	-0,190	0,570	0,038	-0,192	-0,114	-0,579	-0,114	-0,572	0,115	0,325	-0,195	1,000							
Na	0,673	<b>0,964</b>	-0,248	0,006	0,879	0,891	-0,115	<b>0,939</b>	0,166	-0,806	-0,166	0,212	0,638	-0,159	-0,199	0,354	0,038	1,000						
K	0,479	<b>0,952</b>	-0,212	-0,018	0,879	<b>0,927</b>	-0,176	<b>0,939</b>	-0,092	-0,903	-0,006	0,430	0,717	-0,037	0,052	0,130	-0,038	0,927	1,000					
Ca	0,527	<b>0,939</b>	-0,297	-0,030	<b>0,915</b>	<b>0,988</b>	-0,394	<b>0,952</b>	0,067	-0,818	0,055	0,370	0,815	-0,043	-0,026	0,242	-0,190	0,915	0,964	1,000				
Mg	0,576	<b>0,927</b>	-0,297	-0,103	<b>0,952</b>	<b>0,976</b>	-0,467	<b>0,939</b>	0,215	-0,782	-0,111	0,139	0,729	-0,024	-0,026	0,404	-0,038	0,903	0,891	0,952	1,000			
HCO3	0,624	<b>0,855</b>	-0,321	0,139	<b>0,964</b>	<b>0,927</b>	-0,527	<b>0,879</b>	0,288	-0,661	-0,135	0,152	0,723	-0,256	0,052	0,416	-0,114	0,794	0,806	0,891	0,939	1,000		
SO4	0,527	<b>0,879</b>	-0,042	0,042	0,782	0,758	0,091	<b>0,842</b>	-0,061	-0,927	-0,234	0,212	0,511	-0,110	0,130	0,168	0,266	0,867	0,903	0,794	0,782	0,685	1,000	
Cl	0,588	<b>0,964</b>	-0,200	-0,042	0,891	<b>0,927</b>	-0,261	<b>0,976</b>	0,092	-0,806	-0,074	0,273	0,736	-0,085	-0,121	0,267	-0,038	<b>0,964</b>	<b>0,939</b>	<b>0,952</b>	<b>0,939</b>	0,855	0,842	1,000

A principal conclusão que pode ser tirada da ACP é que a salinização é o principal processo que explica as variações na qualidade da água dos reservatórios que estão sendo aqui estudados.

Conclusões semelhantes foram obtidas por Merchán *et al.* (2015) para bacia hidrográfica do Lerma/Espanha e por Varol *et al.* (2012) para três reservatórios da Turquia. Na bacia hidrográfica do Lerma as duas primeiras componentes principais explicaram 82% da variância total e a primeira componente foi fortemente associada ao  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Na}^+$ . De acordo com Merchán *et al.* (2015), a primeira componente pode ser interpretada como indicativa da salinização da água do Lerma. No caso dos reservatórios da Turquia, Varol *et al.* (2012) observaram que cinco componentes principais explicaram 79,5% da variância total. A primeira componente foi mais significativa, representando 32,9 % da variância total, e sugere que os sais dissolvidos na água são os principais responsáveis pela variação temporal da qualidade da água dos reservatórios.

### **5.13. Salinização das águas dos reservatórios**

A maior porção do território nordestino apresenta, como característica climática, um déficit hídrico natural, em função da lâmina anual de evaporação superar em muito a lamina anual de precipitação. Esta situação favorece a concentração de sais na água armazenada nos açudes (PAULINO; TEXEIRA, 2006).

A salinização representa um risco significativo aos sistemas aquáticos, principalmente a adequabilidade para irrigação, embora tenha efeitos também sobre outros usos e sobre a saúde do ecossistema como um todo (MERCHÁN *et al.* 2015).

No Nordeste brasileiro a salinização das águas tem sido um problema recorrente, pois as condições climáticas da região são bastante adversas, tendo uma contribuição significativa no processo de salinização. A literatura (DOS SANTOS *et al.*, 2000; BARBOSA, 2002; OLIVEIRA, 2012; ALEXANDRINO, 2008; MEIRELES, 2007; MEIRELES *et al.*, 2007; PALÁCIO *et al.*, 2011; SOUZA FILHO; CAMPOS, 2005) tem destacado como principais fatores a: (i) afluência de águas superficiais com elevadas concentrações de sais; (ii) taxa de evaporação excessiva e (iii) permanência por um grande período sem renovação das águas acumuladas nos reservatórios.

De acordo com Johansson *et al.* (2009) a irrigação representa uma pressão sobre o sistema hidrológico que recebe o retorno do fluxo da irrigação, em geral com aumento da velocidade de salinização em áreas irrigadas, quando comparadas as áreas de sequeiro. Outros

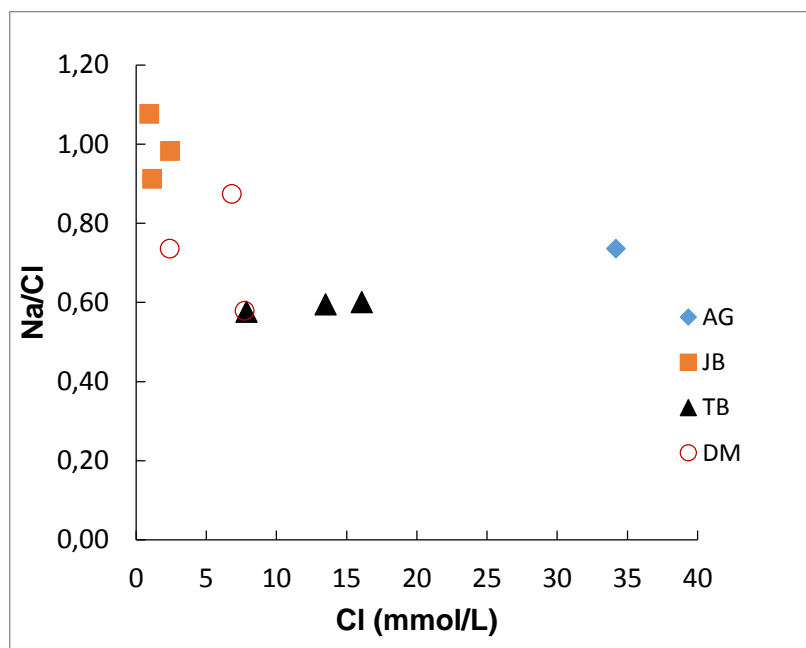
exemplos de processo que levam ao aumento da salinização das águas são a aplicação de agroquímicos (KUME *et al.*, 2010) ou o aumento do intemperismo do material existente no entorno da área irrigada (KOH *et al.*, 2007).

Com base nos valores da CE e considerando o diagrama de Richards (DELGADO *et al.*, 2010), as águas dos reservatórios aqui estudados, podem ser assim classificadas: JB de baixa a média salinidade, com CE variando de 0,160 a 0,295 dS m<sup>-1</sup>; DM de média a alta salinidade, com CE variando de 0,436 a 1,009 dS m<sup>-1</sup>; TB de alta salinidade, com CE variando de 1,313 a 2,024 dS m<sup>-1</sup> e AG de muito alta salinidade com CE de 4,175 dS m<sup>-1</sup> (Amargosa só foi amostrada uma vez, pois nas demais campanhas estava seco). É nítido, portanto o processo crescente de salinização das águas dos reservatórios, atingindo um valor máximo em Amargosa.

A ausência de dados pretéritos inviabiliza uma análise mais detalhada sobre o processo de salinização e de suas origens. Apesar disso, através da ACP e da matriz de correlação de Spearman percebe-se pouca ou nenhuma influência antropogênica e da agricultura sobre o processo de salinização. Aqueles constituintes que têm relação exclusiva com as atividades da agricultura e poluição (NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub>, PT, COT, DBO, COL) não apresentaram correlação significativas com os componentes minerais da água. Isso significa que os principais fatores que controlam o processo de salinização são de origem natural e estão associados à bacia de drenagem e ao intemperismo dos solos.

As razões iônicas têm sido utilizadas como meio de se obter uma visão dos processos hidrogeoquímicos envolvidos e controladores das variações na qualidade da água (MERCHÁN *et al.*, 2015). Nesse sentido, algumas razões iônicas serão aqui utilizadas com o objetivo de avaliar as variações nas composições iônicas das águas dos reservatórios. A razão molar Na<sup>+</sup>/Cl<sup>-</sup> mostrou uma variação de 0,58 a 1,08 diminuindo com o aumento da salinização e mostrando uma tendência de estabilização em torno de 0,60 (Fig. 31).

Figura 31. Evolução da razão Na/Cl com o aumento da salinização. Amostras dos reservatórios: Amargosa (AG), Jabiberi (JB), Taboca (TB) e Dionísio Machado (DM).

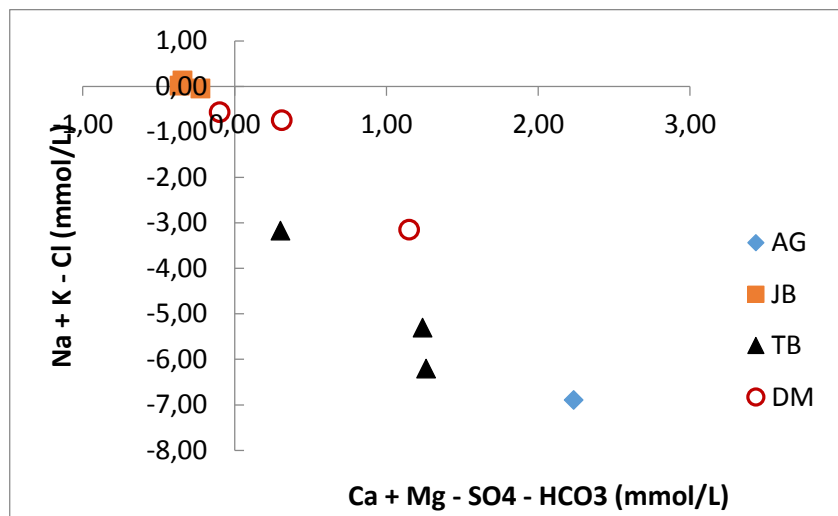


Para as águas do reservatório Jabiberi os valores ficaram em torno de 1, o que pode ser atribuído a dissolução da halita. Para as amostras dos demais reservatórios as razões foram inferiores a 1, mostrando uma redução significativa com o aumento da salinização em Dionísio Machado e uma quase estabilidade em Taboca. O que se observa, portanto, é uma redução da concentração do  $\text{Na}^+$  na água, que muito provavelmente está sendo trocado por outro cátion.

Para examinar as perdas ou ganhos de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  a partir da dissolução/precipitação da gipsita, calcita e dolomita, e do  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$  pela dissolução/precipitação dos respectivos cloretos, tem sido usado o gráfico  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} - \text{SO}_4^{2-} - \text{HCO}_3^-)$  versus  $(\text{Na}^+ + \text{K}^+ - \text{Cl}^-)$ . Quando a dissolução desses minerais é suficiente para explicar a composição hidroquímica das amostras, os pontos se distribuem ao redor da origem do gráfico (MERCHÁN *et al.*, 2015).

Resultado semelhante foi encontrado por Merchán *et al.* (2015) que encontraram uma razão molar  $\text{Na}^+/\text{Cl}^-$  que variou de 0,75 – 1,76, com baixos valores para as águas de precipitação e irrigação (0,75 – 1,62) e também para águas superficiais (1,07 – 1,76). Da mesma forma, os autores, observaram que houve uma tendência para valores próximos de 1,00 com o aumento da salinidade, fato também atribuído à dissolução da halita. Contudo, houve uma fonte adicional de  $\text{Na}^+$  para as amostras com a menor salinidade. Onde, de acordo com Lorite-Herrera *et al.* (2008) deve-se a troca iônica que fornece  $\text{Na}^+$  para estas amostras de baixa salinidade.

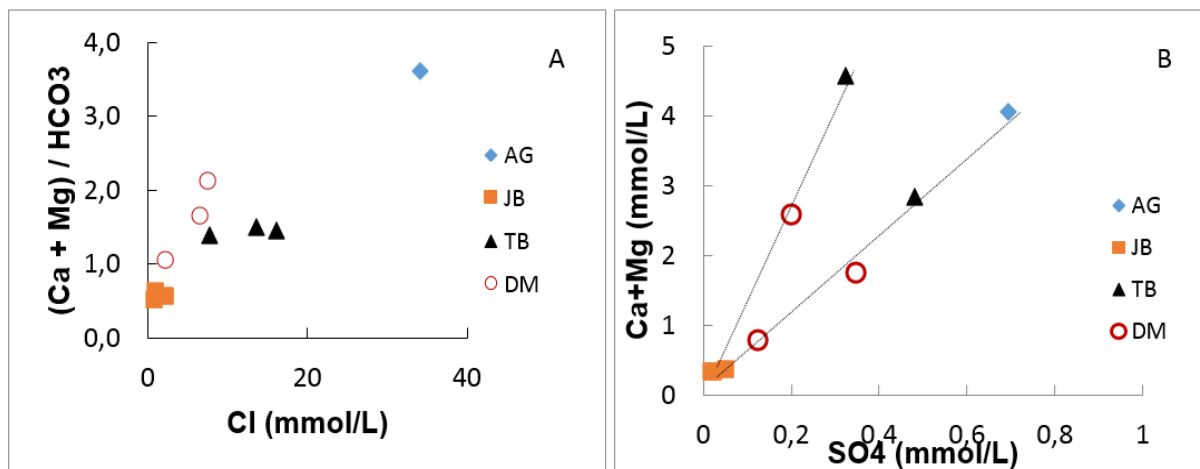
Figura 32. Evolução da troca catiônica com o aumento da salinização. Amostras de Amargosa (AG), Jabiberi (JB), Taboca (TB) e Dionísio Machado (DM).



Para as amostras dos reservatórios foi obtida a Figura 32, onde se observa uma localização dos pontos referentes as amostras do Jabiberi próximo a origem, sugerindo que a composição iônica da água daquele reservatório pode ser explicada pela simples dissolução dos minerais aqui enumerados. A localização dos pontos das amostras do Dionísio Machado, Taboca e Amargosa apontam para uma nítida perda de  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$  com crescente aumento do  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ , sugerindo a existência de um importante processo de troca catiônica.

A razão molar  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/\text{HCO}_3^-$  variou de 0,48 a 3,60 com um aumento crescente com a salinidade (Fig. 33A), exceto para o Taboca onde a razão molar ficou mais ou menos estável em 1,5. Isso aponta para a existência de uma fonte suplementar de  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ , além do  $\text{HCO}_3^-$ , provavelmente associada a dissolução de minerais não-carbonato, ricos em  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ . De fato isso fica evidente na Figura 33B que mostra uma forte correlação do  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  com o  $\text{SO}_4$ , indicando a adição desses íons à água, inclusive com evidência de duas origens diferentes (ajuste a duas retas diferentes), provavelmente do sulfato de cálcio da gipsita e do sulfato de magnésio da epsomita.

Figura 33A,B. Evolução do  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  na água, originários do  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{SO}_4$ . Amostras de Amargosa (AG), Jabiberi (JB), Taboca (TB) e Dionísio Machado (DM).



Igualmente, Merchán *et al.* (2015) observaram que a relação molar  $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / \text{HCO}_3^-$ , ficou entre 0,7 a 3,3, sendo que se observou aumento com a elevação da salinidade, indicando também uma fonte suplementar de  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  com respeito a  $\text{HCO}_3^-$ , provavelmente, a dissolução de minerais não carbonatos rico em  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  (por exemplo, gesso, epsomita). De acordo com Moussa *et al.* (2011) e Stigter *et al.* (2006), o enriquecimento nestes componentes pode também estar relacionado com a adição de fertilizantes minerais, visto que  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  são relatados a sofrer aumentos significativos em áreas sob extensa aplicação de fertilizantes sintéticos.

Portanto através das razões iônicas é possível inferir que o que os principais fatores que controlam o processo de salinização da água dos reservatórios são de origem natural e estão associados às reações de troca catiônica e posterior dissolução de minerais solúveis como halita, gipsita e possivelmente epsomita.

## 6. CONCLUSÕES

As técnicas estatísticas multivariadas e as razões iônicas mostraram-se adequadas, para avaliação da qualidade das amostras da água de superfície dos reservatórios Dionísio Machado, Taboca, Jabiberi e Amargosa, coletadas nos dois períodos chuvosos e um período seco, compreendidos no intervalo temporal de junho de 2013 a agosto de 2014.

A análise de agrupamento mostrou que as mostras coletadas no período chuvoso de 2014 são similares às amostras coletadas no período seco de 2013 e diferentes das amostras coletadas no período chuvoso de 2013, para os reservatórios de Taboca e Dionísio. Enquanto que para o reservatório de Jabiberi, todas as amostras foram similares, não se observando diferença em relação ao período seco e chuvoso. A amostra de Amargosa não mostrou similaridade com nenhuma amostra dos outros reservatórios e não foi possível verificar variação com a sazonalidade, pois, para esse reservatório, foi coletada uma única amostra no período chuvoso de 2013.

A Análise de Componentes Principais evidenciou que a composição mineral das águas é o principal fator que explica as variações na qualidade das águas dos reservatórios. As amostras do reservatório Jabiberi se separaram das demais por apresentarem as menores concentrações dos constituintes minerais. As amostras dos outros reservatórios são separadas em função do grau de mineralização, atingindo o valor máximo de salinização na amostra do Amargosa.

Em termos de salinização, considerando o diagrama de Richards, as águas dos reservatórios podem ser assim classificadas: Jabiberi de baixa a média salinidade, com CE variando de 0,160 a 0,295 dS m<sup>-1</sup>; Dionísio Machado de média a alta salinidade, com CE variando de 0,436 a 1,009 dS m<sup>-1</sup>; Taboca de alta salinidade, com CE variando de 1,313 a 2,024 dS m<sup>-1</sup> e Amargosa de muito alta salinidade com CE de 4,175 dS m<sup>-1</sup> (Amargosa só foi amostrada uma vez, pois nas demais campanhas estava seco).

Avaliando o processo de salinização através das razões iônicas foi possível inferir que os principais fatores que controlam a salinização das águas dos reservatórios são de origem natural e estão associados às reações de troca catiônica e posterior dissolução de minerais solúveis como halita, gipsita e possivelmente epsomita.

Provavelmente, os principais fatores para a elevada concentração de sais são a taxa de evaporação da região e a permanência por um grande período sem renovação das águas acumuladas nos reservatórios.

Uma melhoria na gestão, reduzindo o tempo de permanência da água acumulada, seria importante para evitar o agravamento da salinização, principalmente nos reservatórios de Jabiberi e Dionísio Machado.



## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEXANDRINO, D. M. **Avaliação Sazonal de Metais Majoritários Ca, Mg, Na e K E TRAÇO Cu, Zn, Cd e Pb Sob a Influência de Atividades Agrícolas na Bacia de Drenagem do Reservatório Água Fria, Barra do Choça-BA**. 2008. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Vitória da Conquista, BA, 2008.

ANA – Agência Nacional das Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: informe 2012. Brasília, DF. 2012.

APHA. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, Washington, DC. 2012.

ARAUJO NETO, J. R.; SALES, M. M.; MEIRELES, A. C. M.; QUEIROZ PALÁCIO, H. A.; CHAVES, L. C. G. Modelagem da estrutura iônica das águas superficiais de reservatórios da bacia Metropolitana do Ceará, Brasil usando regressão linear múltipla. *Revista Agro@mbiente On-line*, 8 (1), 29-38. 2014a.

ARAUJO NETO, J. R.; MEIRELES, A. C. M.; QUEIROZ PALÁCIO, H. A.; ANDRADE, E. M.; SALES, M. M. Similaridade da qualidade das águas superficiais de um grande reservatório no semiárido. **Anais, XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**. 2014b.

ARAUJO NETO, J. R.; MEIRELES, A. C. M.; QUEIROZ PALÁCIO, H. A.; ANDRADE, E. M.; SALES, M. M. Investigação da qualidade das águas superficiais de um grande reservatório no semiárido por meio de análise multivariada. **Anais, XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**. 2014c.

ARRAES, F. D. D; ANDRADE, E. M; QUEIROZ PALÁCIO, H. A; JUNIOR, J. I. F; SANTOS, J. C. N. Identificação dos íons determinantes na condutividade elétrica das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, v. 40, n. 3, p. 346-355, 2009.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 153 p. 1999. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29).

BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, D. C.; KRUSCHE, A. V.; COBURN, R.; VICTORIA, R. L.; RICHEY, J. E.; LOGSDON, M. G.; MAYORGAB, E.; MATRICARDIC, E. A remote sensing/GIS-based physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Paraná river basin (Western Amazônia). *Remote Sensing of Environment* 87:429-445, 2003.

BARBOSA, J. E. L. **Dinâmica do Fitoplankton e Condicionantes Limnológicos nas Escalas de Tempo (Nictimeral/Sazonal) e de Espaço (Horizontal/Vertical) no Açude Taperoá II: Trópico Semiárido Paraibano**. 2002. 208 f. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Paulo – SP, 2002.

BARRETO, A. S. **Estudo da distribuição de metais em ambiente lótico, com ênfase na assimilação das comunidades biológicas e a sua quantificação no sedimento e água**. 1999. 274 f. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. São Carlos, SP, Brasil, 1999.

BARRETO, P. R. **A Qualidade da Água dos Açudes Carira e Buri**. 2009. 133 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas). Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2009.

BARRETO, P. R.; GARCIA, C. A. B. Caracterização da qualidade da água do açude Buri–Frei Paulo/SE. *Scientia Plena*, v. 6, n. 9, 2010.

BARROS, J. C.; PARENTE, P. A. B.; VIDAL, T. F.; PEREIRA, R. F.; BARRETO, F. M. S. Classificação da qualidade da água do Açude Gavião utilizando o Índice de Qualidade das Águas (Iqa-Cetesb). **Anais, XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**. 2014.

BASSO, E. R.; CARVALHO, S. R. Avaliação da qualidade da água em duas represas e uma lagoa no município de Ilha Solteira (SP). *Holos Environment*. v.7, n.1, p 17-29, 2007.

BASTOS, R. K. X. Impactos da construção de centrais hidrelétricas relacionados com a água: pressupostos para a avaliação e proposição de medidas mitigadoras. **In: Simpósio brasileiro de pequenas e médias centrais hidrelétricas**, 1, 1998, Poços de Caldas. Anais. São Paulo: CMGB, p. 63-75. 1998.

BATISTA, T. M.; ANDRADE, E. M.; CRISÓSTOMO, L. A.; MEIRELES, M.; RODRIGUES, J. O. Modelagem da estrutura iônica das águas da bacia hidrográfica do Acaraú, Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, v. 37, n. 1, p. 1-6, 2008.

BRAGA, E. A. S. **Determinação dos compostos inorgânicos nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato) e fósforo total, na água do açude Gavião, e sua contribuição para a eutrofização**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil, na área de Concentração – Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Ceará/CE. 2006.

BRAINWOOD, M. A.; Burgin, S.; MAHESHWARI, B. Temporal variations in water quality of farm dams: impacts of land use and water sources. *Agricultural Water Management*. Vol. 70, Issue 2, 25 november, Pages 151 – 175, 2004.

BREDA, L. S. **Avaliação Espaço - Temporal da Qualidade da Água do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Funil – Região Sul de Minas Gerais**. 2011. 272p. Tese (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Área de Meio Ambiente. Linha de Pesquisa: Caracterização, modelagem, prevenção e recuperação de ambientes aquáticos). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte/MG. Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais. 2011.

BREUNIG, F. M.; WACHHOLZ, F.; PEREIRA FILHO, W.; PRADO, B. R. Caracterização limnológica do reservatório Rodolfo Costa e Silva – Itaara/RS-Brasil. *Rev. Geogr. Acadêmica* v.5, n.1. vii. 2011.

BUFON, A. G. M.; LANDIM, P. M. B. Análise da qualidade da água por metodologia estatística multivariada na represa velha (CEPTA/IBAMA/Pirassununga/SP). *Holos Environment*, v. 7, n. 1, p. 42-59, 2008.

BUZELLI, G. M; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*: v. 8, n.1, 2013.

CALIJURI, M.C.; DEBERDT, G.L.B. e MINOTI, R.T. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande. In: **ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: ESTRUTURA, FUNÇÃO E ASPECTOS SOCIAIS**. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP. p. 109-148, 1999.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CARVALHAL-LUNA. **Características espaço-temporal do sistema do Açude Acauê-PB, e seu atual Índice de Estado Trófico**. 2008. 50 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA) – Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande - PB, UFPB, 2008.

CAVENAGHI, A. L.; VELINI, E. D.; GALO, M. L. B. T.; CARVALHO, F. T.; NEGRISOLI, E.; TRINDADE, M. L. B.; SIMIONATO, J. L. A. Caracterização da qualidade de água e sedimento relacionados com a ocorrência de plantas aquáticas em cinco reservatórios da bacia do rio Tietê. *Planta Daninha*, Viçosa-MG, v. 21, ed. especial, p. 43-52, 2003.

CHAPMAN, D. **Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring** - Second Edition. 1996.

CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. Pp. 51-119. In: D. Chapman (ed.). An introduction to water quality. *Water quality assessments*. Chapman & Hall, London, UK. 651p. 1992.

CHOW, C.W.K.; VAN LEEUWEN, J.A.; DRIKAS, M.; FABRIS, R.; SAPRK, K.M.; PAGE, D.W. The impact of the character of natural organic matter in conventional treatment with alum, *Water Science and Technology*. v. 40, p. 97 – 104. 1999.

COGERH - Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará. **Quantidade de Impactos**. Disponível em: <<http://www.hidro.ce.gov.br>> Acesso em: 22 de novembro de 2014.

COHIDRO - Companhia de Desenvolvimento e Irrigação. Ficha Cadastral de Barragens. [19--].

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo. Apêndice A. Significado Ambiental e Sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo: CETESB. 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>> Acesso em: 05 mar. 2015.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). Resolução nº 274 de 29 de novembro de 2000. Especifica parâmetros e limite associados aos níveis de qualidade de água requeridos para balneabilidade. Brasília, DF: IBAMA, 2000.

\_\_\_\_\_. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Classifica as águas doces, salobras e salinas e especifica os parâmetros e limites associados aos níveis de qualidade requeridos para seu aproveitamento. Brasília, DF: IBAMA, 2005.

CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; NAVARRO, G. R. B.; ANTUNES, M. L. P.; ANGELUCCI, V. A. Composição química das águas pluviais e deposição atmosférica anual na bacia do Alto Sorocaba (SP). *Química Nova*, 34(4), 610-616. 2011.

CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; SOUZA, A. D. G.; NAVARRO, G. R. B. Anthropogenic Influences on Annual Flux of Cations and Anions at Meio Stream Basin. São Paulo State, Brazil. *Water Air Soil Pollution*, 205:79–91, 2010.

COSTA, A. S. **Caracterização da matéria orgânica dissolvida nas águas das bacias hidrográficas do Estado de Sergipe**. 2011. 118 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal de Sergipe. 2011.

COSTA, R. G.; GHEYI, H. R. Variação da qualidade da água de irrigação da microrregião homogênea de Catolé do Rocha, PB. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* v. 19, n. 08, p. 1021-1025, 1984.

CRUZ, H. C.; FABRIZY, N. L. P. Impactos ambientais de reservatórios e perspectivas de uso múltiplo. *Revista Brasileira de Energia*. v. 4, n. 1, 1995.

CRUZ-PIZARRO, L.; BASANTA-ALVES, A.; ESCOT, C.; MORENO-OSTOS, E.; GEORGE, G. Temporal and spatial variations in the quality of water in El Gergal reservoir, Seville, Spain. In: *Freshwater Forum*. 2010.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. Seasonal variation of phytoplankton functional groups in the arms of a tropical reservoir with multiple uses (SP, Brazil). *Acta Bot. Brasilica* 25, 822–31. 2011.

DELGADO, C.; PACHECO, J.; CABRERA, A.; BATLLORI, E.; ORELLANA, R.; BAUTISTA, F. Quality of groundwater for irrigation in tropical karst environment: the case of Yucatan, Mexico. *Agricultural Water Management*, 97(10), 1423-1433. 2010.

DOS SANTOS, J. S.; DE OLIVEIRA, E.; MASSARO, S. Avaliação da salinização de açudes no semiárido brasileiro por ICP-AES. *Química nova*, v. 23, n. 4, p. 453, 2000.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Embrapa Tabuleiros Costeiros. **Território Rural Centro-Sul de Sergipe**. Editado por Edmar Ramos Siqueira, Marcos Aurélio Silva, Alexandro Guimarães de Aragão. 2010.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 3ª ed. 2011.

FERREIRA, A. C. S. Persistente floração da cianobactéria *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komarek no açude Gavião, Pacatuba/CE, e suas implicações para o abastecimento da cidade de Fortaleza. In: SIMPOSIO LUSOBRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL, 11. Natal. *Anais...Natal: ABES*, 2004.

FIGUEIREDO, A. V.; BECKER, V.; MATTOS, A. O efeito da seca prolongada na qualidade da água do reservatório gargalheiras na região tropical semiárida. *Anais, XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*. 2014.

FLAUZINO, F. S. **Avaliação Temporal e Espacial da Qualidade da Água no Lago da Usina Hidrelétrica de Miranda, Região do Triângulo – Minas Gerais**. 2008. 274 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Uberlândia/MG. 2008.

FONTES, A. L. 'Recursos Hídricos' In: Atlas Escolar Sergipe: espaço geo-histórico e cultural, Grafset, João Pessoa, 2007.

FONSECA, H. S.; SALVADOR, N. N. B. Influência das Atividades Antrópicas, Tipo de Solo e Erodibilidade de uma Bacia Hidrográfica na Qualidade de Suas Águas. In: **Saneamento Ambiental: Ética e Responsabilidade Social**. ABES. p. 1-19. 2003.

FREIRE, R. H. F. **Contribuição ao conhecimento limnológico de reservatórios do semiárido brasileiro que abastecem a região metropolitana de Fortaleza: açudes Pacajus e Gavião (Ceará, Brasil)**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos (EESC - USP). São Carlos/SP. 2007.

FREITAS, S. S. de. **Eutrofização no reservatório Marcela em Itabaiana-SE e suas Implicações Ambientais**. Monografia de Especialização em Gestão de Recursos Hídricos. UFS. São Cristóvão, 2001.

FRITZONS, E.; HINDI, E. C.; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E. As Alterações da Qualidade da Água do Rio Capivari com o Deflúvio: Um Instrumento de Diagnóstico de Qualidade Ambiental. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 8, n. 4, p. 239-248, 2003.

GARCIA, C. A. B.; ALVES, J. P. H. Qualidade da Água. Relatório de Pesquisa – LQA/UFS. São Cristóvão 2006. In: **Diagnóstico e avaliação da sub-bacia hidrográfica do Rio Poxim. Relatório de Pesquisa**. UFS/FAPESE. São Cristóvão, 2006.

GARCIA, C. A. B.; SILVA, M. G.; ALVES, J. P. H.; GARCIA, H. L. Qualidade da água da Barragem Jacarecica I para agricultura. **Anais, XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. 2007.

GIRÃO, E. G; ANDRADE, E. M; ROSA, M. F; ARAÚJO, L. F. P; MEIRELES, A. C. M. Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibaras pelo emprego da análise da componente principal. *Revista Ciência Agronômica*, v.38, p.17-24, 2007.

GONÇALVES, C. S; et al. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.9, n.3, p.391-399, 2005.

HELENA, B.; PARDO, R.; VEGA, M.; BARRADO, E.; FERNANDEZ, J. M.; FERNANDEZ, L. Temporal evolution of groundwater composition in an alluvial aquifer (Pisuerga River, Spain) by principal component analysis. *Water Research* 34, 807–816, 2000.

HIJO, C. A. G. **Quantificação do efeito do açude Castanhão sobre o fluxo fluvial de material particulado em suspensão e nutrientes para o estuário do rio Jaguaribe**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2009.

INSTITUTO INTERAMERICANO DE COOPERAÇÃO PARA AGRICULTURA - ICAA. Projeto Áridas. Disponível em: <<http://www.iica.org.br/2001/projaridas/>> Acesso em 18 nov. 2014.

IWAKUMA, T.; HAYASHI, H.; YASUDA, I.; HANAZATO, T.; TAKADA, K. Impact of whitefish on an enclosure ecosystem in a shallow eutrophic lake: changes in nutrients concentrations, phytoplankton and zoobenthos. *Hydrobiologia*. 200/201: 141-152. 1990.

JOHANSSON, O.; AIMBETOV, I.; JARSJÖ, J. Variation of groundwater salinity in the partially irrigated Amudarya River delta, Uzbekistan. *Journal of Marine Systems*, 76 (3), 287-295. 2009.

JOLÁNKAI, G. Modelling of non-point source pollution. In: JORGENSEN, S. E. (Ed.). Applications of Ecological Modelling in Environmental Management. *Elsevier*, Amsterdam: 283 – 385. 1983.

JUNIOR, C. R. A. **Dendroecologia e composição isotópica ( $\delta^{13}\text{C}$ ) dos anéis de crescimento de árvores de *Cedrela odorata*, Meliaceae, na Caatinga e Mata Atlântica do Estado de Sergipe, Brasil.** 2013. 91p. Tese (Mestrado em Ciências na Área de Recursos Florestais. Opção em tecnologia de produtos florestais). Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. 2013.

KATERJ, N; et al. Salinity effect on grain quality of two durum wheat varieties differing in salt tolerance. *Agricultural Water Management*. v.75, n.2, p. 85-91, 2004.

KIMBALLA, B. A.; RUNKEL, R. L.; WALTON-DAY, K.; BENCALA, K. E. Assessment of metal loads in watersheds affected by acid mine drainage by using tracer injection and synoptic sampling: Cement Creek, Colorado, USA. *Applied Geochemistry*, 17:1183-1207, 2002.

KIMMEL, B. L.; GROEGER, A. W. Factors controlling primary production in lakes and reservoirs: a perspective. *Lake and reservoir management*, v. 1, n. 1, p. 277-281, 1984.

KOH, D. C., KO, K. S., KIM, Y., LEE, S. G., & CHANG, H. W. Effect of agricultural land use on the chemistry of groundwater from basaltic aquifers, Jeju Island, South Korea. *Hydrogeology Journal*, 15 (4), 727-743. 2007.

KUME, T.; AKCA, E.; NAKANO, T.; NAGANO, T.; KAPUR, S.; WATANABE, T. Seasonal changes of fertilizer impacts on agricultural drainage in a salinized area in Adana, Turkey. *Science of the total environment*, 408 (16), 3319-3326. 2010.

LANDA, G. G.; LANDA, F. S. L. Limnologia de um sistema lêntico raso (Represa do *Campus* da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG – PUC Minas/BH) I – Características morfológicas e físico-químicas. *BIOS, Cadernos do Departamento de Ciências Biológicas da PUC Minas*, v. 9, n. 9, p.63-71, 2001.

LEPRUN, J. C. Primeira avaliação das águas superficiais do Nordeste. In: **RELATÓRIO de fim de convênio de manejo e conservação do solo do Nordeste brasileiro**. Recife, PE: Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste, p. 91-141. 1983.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2005.

LIMA, W. S. **Qualidade da Água em Ribeirópolis-Se: O Açude do Cajueiro e a Barragem do João Ferreira**. 119 p. 2008. Dissertação (Mestrado em Agroecossistema). Universidade Federal de Sergipe, SÃO CRISTOVÃO/SE, 2008.

LIMA, W. S.; GARCIA, C. A. B. Qualidade da água em Ribeirópolis SE: o açude do cajueiro e a barragem do João Ferreira. *Scientia Plena*, v. 4, n. 12, 2008.

LOBATO, F. A. O.; EUNICE MAIA DE ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; CRISOSTOMO, L. A. “Sazonalidade na qualidade da água de irrigação do Distrito Irrigado Baixo Acaraú, Ceará”. *Revista Ciência Agronômica*, Fortaleza, v. 39, n. 01, pp. 167-172. 2008.

LORITE-HERRERA, M., JIMENEZ-ESPINOSA, R., JIMENEZ-MILLAN, J., & HISCOCK, K. M. Integrated hydrochemical assessment of the Quaternary alluvial aquifer of the Guadalquivir River, southern Spain. *Applied Geochemistry*, 23(8), 2040-2054. 2008.

MACÊDO, J. A. B. Introdução à química ambiental. *Química & Ambiente & Sociedade*. Minas Gerais, CRQ-MG. 2002.

MAIA, C. E.; MORAIS, E. R. C.; OLIVEIRA, M. Classificação da composição iônica de irrigação usando regressão linear múltipla. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 05, n. 01, p. 55-59, 2001.

MARGALEF, M. W. Typology of reservoir. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, vol. 19, p. 1841-1848. 1975.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1983.

MARQUES, P. P. Programa de Qualidade das Águas. A Água em Revista. *Revista Técnica e Informativas da CPRM*. v. 1, n. 1, p. 35-42, 1993.

MARTIN, D. B.; ARNESON, R. D. Comparative limnology of a deep-discharge reservoir and a surface-discharge lake on the Madison River, Montana. *Freshwater Biology*, v. 8, n. 1, p. 33-42, 1978.

MATILAINEN, A.; LINDQVIST, N.; KORHONEN, S.; TUHKANEN, T. Removal of NOM in the different stages of the water treatment process. *Environ. Int.*, v. 28, p. 457 – 465, 2002.

MEIRELES, A. C. M. “*Dinâmica qualitativa das águas superficiais da bacia do Acaraú e uma proposta de classificação para fins de irrigação*”. 2007. 180 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2007.

MEIRELES, A. C. M.; FRISCHKORN, H.; ANDRADE, E. M. Sazonalidade da qualidade das águas do açude Edson Queiroz, bacia do Acaraú, no Semiárido cearense. *Revista Ciência Agronômica*, Fortaleza, v. 38, n. 1, p. 25-31, 2007.

MERCHÁN, D.; AUQUÉ, L. F.; ACERO, P.; GIMENO, M. J.; CAUSAPÉ, J. Geochemical processes controlling water salinization in an irrigated basin in Spain: Identification of natural and anthropogenic influence. *Science of The Total Environment*, 502, 330-343. 2015.

MERTEN, G. H; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*. v.3, n.4, p.33-38, 2002.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria n. 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília, Ministério da Saúde. 2004.

MOLISANI, M. M.; BECKER, H.; BARROSO, H. S.; HIJO, C. A. G.; MONTE, T. M.; VASCONCELLOS, G. H.; LACERDA, L. D. The influence of castanhão reservoir on nutrient and suspended matter transport during rainy season in the ephemeral Jaguaribe River (CE, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 73(1), 115-123. 2013.

MOURA, A. D. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. D. C.; DANTAS, Ê. W.; ARRUDA NETO, J. D. D. T. Phytoplanktonic associations: a tool to understanding dominance events in a tropical Brazilian reservoir. *Acta Botanica Brasilica*, v. 21, n. 3, p. 641-648, 2007.

MOUSSA, A. B.; ZOUARI, K.; MARC, V. Hydrochemical and isotope evidence of groundwater salinization processes on the coastal plain of Hammamet–Nabeul, north-eastern Tunisia. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(5), 167-178. 2011.

MUCCI, J.L.N.; SOUZA, A.; VIEIRA, A.M. Estudo ecológico e sanitário do lago do Parque do Guaraciaba em Santo André, São Paulo. São Paulo: *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 9(1):13-25, 2004.

NETTO, F. M. L.; DANELON, J. R. B.; RODRIGUES, S. C. Evaluation of water quality and land uses of drainage basin of Terra Branca stream - UBERLÂNDIA – MG. *Rev. Geogr. Acadêmica* v.5, n.2. xii. 2011.

OLIVEIRA, J. N. P. **A influência da poluição difusa e do regime hidrológico peculiar do semiárido na qualidade da água de um reservatório tropical**. 2012. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, NATAL, RN, 2012.

OLIVEIRA, R. R. A. **Estudo da Qualidade Ambiental do Reservatório Pentecoste por Meio do Índice de Estado Trófico Modificado**. 2009. 120 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Federal do Ceará, FORTALEZA, CE, 2009.

PALÁCIO, H. A. Q. **“Índice de qualidade das águas na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu, Ceará”**. 2004. 96 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2004.

PALÁCIO, H. A. Q.; ARAÚJO NETO, J. R.; MEIRELES, A. C. M.; CHAVES, L. C. G. Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará, por técnicas multivariadas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 15, n. 4, p. 395-402, 2011.



PANHOTA, R. S.; BIANCHINI JR, I. Potential cycling of organic matter in a eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 15, n. 2, p. 1 – 11, 2003.

PAPATHEODOROU, G; DEMOPOULOU, G; LAMBRAKIS, N. A long-term study of temporal hydrochemical data in a shallow lake using multivariate statistical techniques. *Ecological Modelling*, v. 193, n. 3, p. 759-776, 2006.

PARINET, B.; LHOTÉ, A.; LEGUBE, B. Principal Component Analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management – application to a tropical lake system. *Ecological Modelling*, v. 178, n. 3, p. 295-311, 2004.

PARRON, L. M.; RODRIGUES, L. N.; JESUS, W. B.; COSER, T. R. Variação sazonal de parâmetros físico-químicos da água de reservatórios na bacia hidrográfica do rio preto, médio Rio São Francisco. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*, Caxambu – MG, 23 a 28 de Setembro de 2007.

PAULINO, W. D.; TEIXEIRA, F. J. C. A questão ambiental e a qualidade da água nas bacias hidrográficas do Nordeste. In: ANA (Agência Nacional das Águas). A questão da água no Nordeste. Brasília, DF. 2012.

PEDRAZZI, F. J. M.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊP, M. Spatial and temporal quality of water in the Itupararanga Reservoir, Alto Sorocaba Basin (SP), Brazil. *Journal of Water Resource and Protection*, v. 5, n. 01, p. 64, 2013.

PERSSON, A. Phosphorus release by fish in relation to external and internal load in a eutrophic lake. *Limnology and Oceanography*, 42(3), 577-583, 1997.

PIMENTA, A. M.; ALBERTONI, EDÉITI F.; PALMA-SILVA, C. Characterization of water quality in a small hydropower plant reservoir in southern Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, v. 17, n. 4, p. 243-251, 2012.

PINTO-COELHO, R. M.; AZEVEDO, L. D. A.; RIZZI, P. E. V.; BEZERRA-NETO, J. F.; ROLLA, M. E. Origens e efeitos do aporte externo de nutrientes em um reservatório tropical de grande porte: Reservatório de São Simão (MG/GO). In: **SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVA TÓRIOS: IMPACTOS, AÇÕES DE MANEJO E SISTEMAS EM CASCATA**, 2004, Avaré. Simpósio. Botucatu: Instituto de Biociências, UNESP, 2004.

PIRES, G. R. M.1; GIORDANI, S.; SIECIECHOWICZ, M. S. F.; BRASSAC-ARRUDA, N. M.; SILVEIRA, L. U. Avaliação da influência da formação de um pequeno reservatório artificial sobre a qualidade da água – estudo de caso da PCH Cavernoso II. *Anais, XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*. 2014.

RIBEIRO FILHO, R. A. **Relações Tróficas e Limnológicas no Reservatório de Itaipu: Uma Análise do Impacto da Biomassa**. 2006. 139 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade Federal de São Paulo. 2006.

RIBEIRO, L. H. L.; BRANDIMARTE, A. L.; KISHI, R. T. Formation of the Salto Caxias Reservoir (PR) - an approach on the eutrophication process. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 17, n. 2, p. 155-165, 2005.

RIBEIRO, W. C. **Geografia Política da Água**. AnnaBlume, São Paulo. 162p. 2008.

ROCHA, C. H.; FREITAS, F. A.; DA SILVA, T. M. Alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora devido ao uso da terra. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, 18(4), 431-436, 2014.

RUAS, A. L. **Avaliação das Alterações da Qualidade de Águas Tropicais Decorrentes da Instalação de Barramentos para Fins de Geração de Energia Elétrica – Estudo de Caso do rio Pomba**. 2006. 133 f. Dissertação (Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2006.

SALES, M. M.; ARAÚJO NETO, J. R.; QUEIROZ PALÁCIO, H. A.; ARAÚJO, Y. R.; GOMES, F. E. F. Qualidade das águas para fins de irrigação em três sistemas hídricos: Açude, Rio perenizado e Poços. *Anais, XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*. 2014.

SALES, R. S. **Estudo hidrogeoquímico do reservatório da UHE de Tucuruí-Pará**. Dissertação (Mestrado em Química). Universidade Federal do Pará, BELÉM-PARÁ, PA, 2010.

SANCHEZ LOPEZ, F. J.; GIL GARCIA, M. D.; MARTINEZ VIDAL, J. L.; AGUILERA, P. A.; GARRIDO FRENICH, A. Assessment of metal contamination in Doñana National park (Spain) using Crayfish (PROCAMBURUS CLARKII). *Environmental Monitoring and Assessment*, 93, 17–29. 2004.

SANTOS, C. M. **Ruralidades agrícolas e não Agrícolas em Lagarto-SE**. Tese de doutorado, NPGeo/UFS, 280 p. 2009.

SANTOS, C.; PEDROTTI, A.; RAMOS, O. F.; RODRIGUES, S. A. S. Aspectos da sustentabilidade no cultivo do milho no estado de Sergipe. In: **XXI encontro nacional de geografia agrária**. Uberlândia. 2012.

SANTOS, J. S.; OLIVEIRA, E.; BRUNS, R. E.; GENNARI, R. F. Evaluation of the salt accumulation process during inundation in water resource of Contas river basin (Bahia–Brazil) applying principal component analysis. *Water Research*, v.38, p.1579–1585, 2004.

SANTOS, M. G.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JÚNIOR, I. Alterações espaciais e temporais de variáveis limnológicas do reservatório do monjolinho (campus da ufscar). *Oecol. Aust.* 15(3): 682-696, 2011.

SCHAFER, A. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais**. Porto Alegre Ed. UFRGS, 1984.

SENDACZ, S.; CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 1b, p. 337-350, 2006.

SERGIPE. **Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos – SEMARH. Elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos – Situação dos Recursos Hídricos (RE-15).** 2010.

\_\_\_\_\_. **Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia – Superintendência de Recursos Hídricos.** Sergipe: Atlas Digital Sobre Recursos Hídricos. CD-ROM, 2012.

\_\_\_\_\_. **Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia – Superintendência de Recursos Hídricos.** Sergipe: Atlas Digital Sobre Recursos Hídricos. CD-ROM, 2014.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling & Software*, v. 22, n. 4, p. 464-475, 2007.

SILVA, A. P. S.; DIAS, H. C. T.; BASTOS, R. K. X.; SILVA, E. Qualidade da água do Reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. *Rev. Árvore* [online]. vol. 33, n. 6, p. 1063-1069, 2009. Acesso: <http://www.scielo.br/pdf/rarv/v33n6/a09v33n6.pdf>.

SILVA, M. G. **Caracterização da Qualidade da Água na Barragem do Perímetro Irrigado Jacarecica I, Itabaiana – Sergipe.** 2006. 74 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas). Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2006.

SILVA, G. S. D.; MIOLA, S.; SILVA, G. S. D.; SOUSA, E. R. D. Avaliação da qualidade das águas do Rio São Francisco Falso, tributário do reservatório de Itaipu, Paraná. *Eclética Química*, 35 (3), 117-122. 2010.

SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water research*, v. 37, n. 17, p. 4119-4124, 2003.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India): a case study. *Water Research* 38, 3980–3992, 2004.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; SINHA, S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques – a case study. *Analytica Chimica Acta*, v. 538, n. 1, p. 355-374, 2005.

SOUSA, I. F.; SILVA, V. P. R.; SABINO, F. G.; NETTO, A. O.; SILVA, B. K. N e AZEVEDO, P. V. Evapotranspiração de referência nos perímetros irrigados do Estado de Sergipe. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 14, n. 6, p. 633-644, 2009.

SOUZA FILHO, F. D. A. D.; CAMPOS, J. N. B. Um método paramétrico de avaliação do potencial de salinização de reservatórios aplicado a regiões semiáridas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Vol. 10, n. 2, 2005.

SOUZA, J. R. D.; MORAES, M. E. B. D.; SONODA, S. L.; SANTOS, H. C. R. G. A Importância da Qualidade da Água e os seus Múltiplos Usos: Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. **REDE-Revista Eletrônica do PRODEMA**, v. 8, n. 1, 2014.

STIGTER, T. Y.; DILL, A. C.; RIBEIRO, L.; REIS, E. Impact of the shift from groundwater to surface water irrigation on aquifer dynamics and hydrochemistry in a semi-arid region in the south of Portugal. **Agricultural water management**, 85 (1), 121-132. 2006.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Diretrizes para o Gerenciamento de Lagos: Gerenciamento da qualidade da água de represa**. Volume 9. 3ª edição. Oficina de textos. IIE/ILEC 300 pp. 2013.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. State of the art of reservoir limnology and water quality management. In: STRASKRABA, M; TUNDISI J. G.; DUNCAN, A. **Comparative reservoir limnology and water quality management**, Dordrecht: Kluwer Academics Publisher Group. p. 213-288. 1993.

SUASSUNA, J. A. A pequena e média açudagem no semi-árido nordestino: uso da água na produção de alimentos. **Fundação Joaquim Nabuco. (S/D). Disponível em:** < <http://www.fundaj.gov.br/geral/textos%20online/estudos>, v. 20, 2005. Acesso em 13 out. 2014.

THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. John Wiley & Sons, 1990.

TUNDISI, J. G. Represas artificiais: perspectivas para o controle e manejo da qualidade da água para usos múltiplos. **Anais do VI Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos**, v. 4, p. 38-59, 1985.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Recursos Hídricos no Século XXI**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

\_\_\_\_\_. 2008. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 632 p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. E. M. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1133-1135, 2008b.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T; FRANCO, R. A. M. “Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis”. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 1, pp. 55-64. 2010

VAROL, M.; GÖKOT, B.; BEKLEYEN, A.; ŞEN, B. Spatial and temporal variations in surface water quality of the dam reservoirs in the Tigris River basin, Turkey. **Catena**, v. 92, p. 11-21, 2012.

VAROL, M.; ŞEN, B. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of Behrimaz Stream, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**. 159, 543–553, 2009.

VASCONCELOS, V. D. M. M.; SOUZA, C. F. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 6(2), 605-624, 2011.

VEGA, M.; PARDO, R.; BARRADO, E.; DEBAN, L. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research* 32, 3581–3592, 1998.

VIDAL, T. F.; GOMES, V. U.; CASTRO, M. P. S.; BARROS, J. C.; CHAVES, K. O. Efeitos da chuva no estado trófico de um reservatório do semiárido. *Anais, XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*. 2014.

VON SPERLING, E.; JARIDIM, F. A.; GRANDCHAMP, CESAR A. P. Qualidade da água durante a formação de lagos profundos em cavas de mineração: estudo de caso do lago de águas claras – MG. *Revista, Eng. sanit. ambient*. Vol. 9 - Nº 3 - jul/set, 250-259. 2004.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 2ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 1996. 243p.

\_\_\_\_\_. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol1. 3ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 452 p. 2005.

WUNDERLIN, D. A.; DIAZ, M. P.; AME, M. V.; PESCE, S. F.; HUED, A. C.; BISTONI, M. A. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquia River basin (Cordoba, Argentina). *Water Research* 35, 2881–2894, 2001.

ZAMBERLAN, João Fernando. **Caracterização de águas de reservatórios superficiais para uso em microirrigação**. 2007. 88p. (Mestrado em engenharia agrícola) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 2007.